

VU Research Portal

Economische instrumenten voor de zoetwatervoorziening in Nederland

Brouwer, R.; Oosterhuis, F.H.; Bouma, J.

2011

document version

Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link to publication in VU Research Portal](#)

citation for published version (APA)

Brouwer, R., Oosterhuis, F. H., & Bouma, J. (2011). *Economische instrumenten voor de zoetwatervoorziening in Nederland*. (IVM report; No. R-11/10). Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

E-mail address:

vuresearchportal.ub@vu.nl

Economische instrumenten voor de zoetwatervoorziening in Nederland

Roy Brouwer, Frans Oosterhuis, Jetske Bouma

IVM rapport R-11/10

November 2011

De opdrachtgever van dit rapport was: Rijkswaterstaat, Waterdienst

IVM

Instituut voor Milieuvraagstukken
Vrije Universiteit Amsterdam
De Boelelaan 1087
1081 HV AMSTERDAM
T +31-20-598 9555
E info@ivm.vu.nl

Waterdienst

Rijkswaterstaat
Zuiderwagenplein 2,
8224 AD
LELYSTAD
T 0320 298411
E paul.vanden.hoek@rws.nl

Copyright © 2011, Instituut voor Milieuvraagstukken

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze ook, zonder voorgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

Inhoud

Dankwoord	4
Samenvatting	5
1 Inleiding	7
2 De rol van economische instrumenten	11
3 Instrumentkeuze en het gebruik van meerdere beleidsinstrumenten	14
4 Inventarisatie en screening van economische instrumenten	17
4.1 Inleiding	17
4.2 Tarieven	17
4.3 Heffingen en belastingen	21
4.4 Subsidies en compensatieregelingen	23
4.5 Payments for watershed services	24
4.6 Verhandelbare rechten	26
4.7 Overige instrumenten	27
4.8 Conclusies van de screening	29
5 Mogelijke toepassing economische instrumenten in een ‘policy mix’	31
6 Conclusies en aanbevelingen	35
Referenties	41

Dankwoord

Een woord van dank is verschuldigd aan onze opdrachtgevers Paul van den Hoek en Willem Oosterberg van de Waterdienst voor het aanleveren van de bestaande relevante Nederlandse rapporten en notities die zijn gebruikt in de screening in deze kortlopende studie en hun nuttige en bruikbare commentaren op de concept versie van dit rapport. Ook Rob van der Veeren van de Waterdienst wordt bedankt voor zijn zoals altijd kritische, waardevolle blik op de concept versie van dit rapport. Erik Ansink van het Instituut voor Milieuvraagstukken wordt bedankt voor zijn bijdrage aan het schrijven van hoofdstuk 3 van dit rapport.

Samenvatting

In dit rapport vindt een verkenning plaats van de mogelijkheden voor toepassing van economische instrumenten in het Nederlandse zoetwaterbeleid. Bestaande en mogelijke economische instrumenten die ook eerder al eens zijn beoordeeld door diverse partijen in opdracht van Rijkswaterstaat in een tiental rapportages en adviesnota's de afgelopen 5 tot 10 jaar worden kritisch tegen het licht gehouden en aan de hand van bestaand empirisch wetenschappelijk onderzoek nader beoordeeld op criteria zoals effectiviteit, efficiëntie, uitvoerbaarheid en overeenstemming met beleidsprincipes. Opvallend is dat in bestaande rapporten weliswaar veel voorbeelden worden gegeven, vooral in het buitenland, maar wetenschappelijk gefundeerd empirisch bewijs voor hun effectiviteit en efficiëntie vaak ontbreekt. In dit rapport worden waar mogelijk op basis van bestaande wetenschappelijke referenties perspectieven gegeven voor (uitbreiding van) de toepassing van verschillende economische instrumenten in Nederland.

Een uitdaging van deze vertaalslag naar de Nederlandse context is dat in Nederland vrijwel geen onderzoek is uitgevoerd naar de prijselasticiteit van verschillende vormen van watergebruik. Daar waar al wordt betaald voor watergebruik, zoals drinkwater, riolering en afvalwaterbehandeling, geldt het principe van kosten teruggedraging en is het instrumentarium er niet op gericht om watergebruikers te prikkelen om water te besparen of duurzaam te gebruiken. Twee belangrijke belastingen die wel enige prijsprikkel verschaffen – grondwaterbelasting en belasting op leidingwater – worden volgens huidige plannen afgeschaft in 2012 en 2013.

Algemeen gedachtegoed in het waterbeleid in Nederland lijkt dat een verhoging van de waterprijs geen effect heeft op het gebruik van water. Dit is wat economen “perfect inelastisch” noemen. Wetenschappelijk onderzoek in het buitenland laat echter zien dat de prijselasticiteit van drink- en irrigatiewater niet “perfect inelastisch” is (d.w.z. 0), maar “inelastisch” (d.w.z. tussen 0 en -1). Een verhoging van de waterprijs leidt dus wel tot een verandering van het watergebruik, maar niet evenredig. De prijselasticiteit is onder andere afhankelijk van de hoogte van de huidige prijs en het prijsbewustzijn van watergebruikers. Hoe groter het bewustzijn en hoger de bestaande prijs, hoe gevoeliger men is voor prijsveranderingen. Eigen onderzoek van de auteurs in Nederland laat echter zien dat het waterprijsbewustzijn in het algemeen laag is, mede waarschijnlijk vanwege het ontbreken van prijsprikkels in watergebruik.

Kenmerkend voor de vraag naar en het aanbod van zoet water is het deels onvoorspelbare, stochastische karakter ervan aangezien deze grotendeels weersafhankelijk zijn. Droogte, watertekort en bijbehorende schade zijn moeilijk voorspelbaar en vormen net als overstromingen een risico, d.w.z. er bestaat een kans van voorkomen van watertekorten en daaraan gerelateerd mogelijke financiële schade. Zoetwaterverdeling is dus in Nederland vooral een vraagstuk van (incidentele) risicobeheersing. Dit heeft belangrijke implicaties voor het in te zetten instrumentarium - iets wat in geen van de bestaande rapporten expliciet aan de orde komt - en maakt bijvoorbeeld verzekerings-instrumenten potentieel interessant vanwege het risico dat ontstaat voor verschillende economische belangen ingeval van (extreme) droogte en waterschaarste.

In het geval van extreme droogte en watertekorten wordt momenteel op nationaal en regionaal niveau gebruik gemaakt van de zogenaamde verdringingsreeks. Deze bepaalt hoe het beschikbare water wordt verdeeld in tijden van waterschaarste, waarbij rekening wordt gehouden met maatschappelijke belangen van sectoren, zoals

drinkwater- en energievoorziening, landbouw en scheepvaart, door minimalisatie van schade. Er bestaat echter geen integraal economisch afwegingskader of instrumentarium op basis waarvan de economische efficiëntie van alternatieve verdeelsleutels wordt beoordeeld en ook geen prijsprikkels die de verdeling van water kunnen (bij)sturen in tijden van tekorten. De flexibiliteit en economische efficiëntie van directe regulering via de verdringingsreeks zouden kunnen worden vergroot indien op basis van nieuw onderzoek zou blijken dat er uitruilmogelijkheden bestaan binnen specifieke fysieke grenzen die worden gesteld aan waterbeschikbaarheid voor veiligheid en onomkeerbare schade.

Ook al bestaat er onder normale, gemiddelde omstandigheden in Nederland geen urgent waterverdelingsprobleem, dit neemt niet weg dat anticiperen op (toename van) de kans op (extreme) droogte, bijvoorbeeld als gevolg van klimaatverandering, door het treffen van voorzorgsmaatregelen een belangrijk preventief middel blijft waarvoor ook economische instrumenten inzetbaar zijn. Het onderzoeken van de inzetbaarheid van economische instrumenten en het introduceren van meer prijsprikkels kan bovendien leiden tot efficiëntieverbeteringen en duurzamer watergebruik. Een instrumentenmix met vergoedingen en prikkels voor 'grondwatervriendelijk' beheer door grondgebruikers, het belonen van boeren die geen gebruik maken van hun vergunning om grondwater te onttrekken tijdens een periode van extreme droogte, of het stimuleren van investeringen in zoetwateropslag lijken daarbij goede kandidaten, maar ook andere instrumenten (bijvoorbeeld met effectievere prikkels voor agrarisch watergebruik) verdienen nadere uitwerking.

Bij dit alles blijft aandacht voor de afweging van effectiviteit tegen transactiekosten van belang. Verder is het van belang te realiseren dat economische instrumenten niet in isolatie moeten worden beschouwd. Instrumenten functioneren altijd binnen een bepaalde institutionele, sociale, economische, culturele en ruimtelijke context waarin de bestaande verdeling van verantwoordelijkheden en aansprakelijkheden meestal leidend is. Bovendien wordt een instrument zelden 'stand alone' toegepast, maar is bijna altijd onderdeel van een combinatie van verschillende instrumenten, bijvoorbeeld met directe regulering of een stelsel van vergunningverlening. Verder hangen de voor- en nadelen van een economisch instrument sterk af van het specifieke ontwerp.

Het verdient aanbeveling om in Nederland meer specifiek naar instrumentontwerp te kijken door middel van kleinschalig onderzoek en experimenten voordat definitieve conclusies worden getrokken omtrent de bruikbaarheid en financieel-economische haalbaarheid van economische instrumenten voor een kosteneffectieve(re) en economisch efficiënte(re) verdeling en beheer van zoetwater in Nederland. In het rapport worden twee groepen van potentieel interessante economische instrumenten geïdentificeerd, een groep die met naar verwachting relatief weinig aanpassingen in de bestaande institutionele structuur zijn in te passen en een groep nieuwe instrumenten waarbij ontwerp, uitvoering en institutionele inpassing nader onderzocht zullen moeten worden.

1 Inleiding

Achtergrond en doel van deze notitie

Binnen het nationale Deltaprogramma worden in het Deelprogramma Zoetwater strategieën ontwikkeld voor de toekomstige zoetwatervoorziening van Nederland (Klijn et al., 2011). Zo'n strategie bestaat uit beleidskeuzes die richting geven aan de inzet van maatregelen en instrumenten. Het doel van deze notitie is om bij te dragen aan de inventarisatie en uitwerking van economische instrumenten die in het kader van de zoetwaterstrategieën zouden kunnen worden gehanteerd. In parallelle studies wordt aandacht besteed aan juridische en communicatieve instrumenten.

Instrumenten worden gehanteerd om doelstellingen te realiseren. In het kader van deze studie gaat het specifiek om de doelstelling om tot een economisch efficiëntere verdeling van beschikbaar zoet water in Nederland te komen tussen de verschillende gebruikers en belanghebbenden. Economische instrumenten kunnen daaraan bijdragen door financiële prikkels te geven om watervoorraden efficiënt te benutten. Ook kunnen ze ervoor zorgen dat de verschillende gebruikers en belanghebbenden bijdragen in de kosten van de watervoorziening naar mate waarin zij hiervan profiteren.

Kenmerken van de zoetwatervoorziening in Nederland

Kenmerkend voor de vraag naar en het aanbod van zoet water is het deels onvoorspelbare, stochastische karakter ervan gezien de grote weersafhankelijkheid. Dit heeft implicaties voor het in te zetten instrumentarium en maakt bijvoorbeeld verzekeringsinstrumenten potentieel interessant vanwege het risico dat ontstaat voor verschillende economische belangen ingeval van (extreme) droogte en waterschaarste. Feitelijk betreft de verdeling van water enerzijds een structureel vraagstuk onder 'normale' of gemiddelde vraag en aanbod omstandigheden en anderzijds een incidenteel vraagstuk van risicospreiding onder extreme droogte-omstandigheden en bijbehorende watertekorten. In het eerste geval bestaan in Nederland geen bindende regels of overeenkomsten, laat staan markten, waarop water wordt verhandeld en beprijzing de toedeling van water bepaalt. Alleen voor grondwatergebruik bestaat een systeem van vergunningverlening en kunnen provincies een grondwaterheffing opleggen. Deze grondwaterheffing is verwerkt in de drinkwaterprijs die consumenten betalen aan drinkwaterbedrijven, die ongeveer 55% van al hun drinkwater winnen uit grondwater en deze heffing afdragen aan de provincies (Vewin, 2008). De grondwaterheffing is echter op nog geen 3% van alle agrarische grondwateronttrekkingen in Nederland van toepassing (van der Veeren et al., 2009). Grote grondwateronttrekkers betalen in het algemeen voor hun grondwatergebruik een heffing, maar kleine onttrekkers kennen geen prikkel voor efficiënt watergebruik. Dat maakt instrumenten die efficiënt omgaan met diffuse wateronttrekkingen (d.w.z. veel kleine vragers, potentieel hoge transactiekosten) zoals groepscontracten en zelfselecterende subsidies potentieel interessant.

In het geval van extreme droogte en watertekorten wordt op nationaal en regionaal niveau gebruik gemaakt van de zogenaamde verdringingsreeks. De verdringingsreeks is het belangrijkste beleidsinstrument van de Landelijke Coördinatiecommissie Waterverdeling (LCW), die de directeur-generaal van Rijkswaterstaat adviseert over de verdeling van het water in de Rijkswateren. Dit betreft zowel de verdeling tussen regio's als tussen sectoren. De prioriteitsstelling in de regionale wateren is gebaseerd op de nationale verdringingsreeks. De verdringingsreeks bepaalt hoe het beschikbare water wordt verdeeld in tijden van waterschaarste. Hierbij wordt rekening gehouden

met maatschappelijke belangen van sectoren, zoals drinkwater- en energievoorziening, landbouw en scheepvaart, waarbij wordt gestreefd naar minimalisatie van schade. Er bestaat echter geen integraal economisch afwegingskader of instrumentarium op basis waarvan de verdeling tot stand komt en ook geen markten waarop water wordt verhandeld of prijsprikkels die de verdeling van water (bij)sturen in tijden van tekorten. Een belangrijke vraag in de Nederlandse context waar waterschaarste tot nu toe vooral een incidenteel waterbeheersissue is geweest gedurende een relatief korte periode in enkele specifieke droge jaren (ook al neemt de kans in de toekomst naar verwachting toe als gevolg van klimaatverandering) is in hoeverre een nieuw economisch instrumentarium echt nodig is, al dan niet in aanvulling op of ter vervanging van de bestaande verdelingsmethodiek met behulp van de bestaande verdringingsreeks.

Een ander kenmerk is dat de vraag en het aanbod van zoet water in het algemeen varieert tussen regio's als gevolg van hun geo-fysische en hydro-ecologische karakteristieken (vooral de Maas, midden en west-Nederland en het IJsselmeer zijn bekende knelpunten), maar ook met het belang van zoetwateropslag en het ruimtebeslag dat hiermee gepaard gaat. 18% van het oppervlak in Nederland (exclusief de Noordzee) bestaat uit water en het IJsselmeer is het grootste zoetwatervoorraadbekken. Dit maakt de inzet van economische instrumenten die een tijdelijke uitruil van water tussen regio's mogelijk maken in tijden van droogte en watertekort, zoals flexibele bestuursovereenkomsten en tijdelijk verhandelbare waterrechten potentieel interessant voor een efficiëntere regionale zoetwatervoorziening. Een belangrijke factor bij de toedeling van water is ook het sectorspecifieke karakter van de watervraag, waarbij sectoren zoals landbouw (irrigatiewater), industrie (proceswater) en drinkwater verschillende eisen stellen aan de hoeveelheid en kwaliteit van water. Dit biedt enerzijds mogelijkheden voor instrumenten die sectorspecifieke investeringen in opvang en waterbesparing stimuleren en publiek-private samenwerking op dit gebied, maar anderzijds de potentiële rol van economische instrumenten wellicht ook beperken tot het stimuleren van intra-sectorale uitruil en slechts in beperkte mate ook inter-sectorale uitruil.

Structuur van dit rapport

In dit rapport vindt een korte verkenning plaats van de mogelijkheden voor toepassing van economische instrumenten in het Nederlandse zoetwatervoorzieningsbeleid. Hiertoe worden de verschillende verkenningen die eerder zijn uitgevoerd in Nederland in opdracht van Rijkswaterstaat omtrent de bruikbaarheid van economische instrumenten in het waterbeleid worden gescreend en vergeleken met de beschikbare wetenschappelijke literatuur. Vervolgens zullen een aantal potentieel interessante instrumenten verder worden uitgewerkt in het licht van de specifieke vraagstukken in de Nederlandse zoetwatervoorziening. In hoofdstuk 2 bespreken we eerst kort de rol van economische instrumenten in het milieubeleid in het algemeen, terwijl hoofdstuk 3 ingaat op de plaats van economische instrumenten in de bredere beleidscontext en waarom in sommige gevallen een mix van beleidsinstrumenten kan leiden tot verbetering van de effectiviteit en economische efficiëntie van economische instrumenten. In hoofdstuk 4 besteden we aandacht aan de verschillende mogelijke instrumenten en in hoofdstuk 5 verkennen we de bruikbaarheid van een mix van 3 potentieel interessante instrumenten voor de Nederlandse zoetwatervoorziening. Concreet zal worden ingegaan op de mogelijkheden om een verzekering op te zetten voor incidentele droogteschade risico's en meer structureel (mede anticiperend op risico's van droogteschade en waterverdelingsvraagstukken) op de mogelijke ontwikkeling van adequate prijsprikkels ter stimulering van private maatregelen voor efficiënt watergebruik in de landbouw en ander land- en grondwatergebruik. Indirect

wordt er ook aandacht aandacht besteed aan kostenterugwinning van zoetwatervoorzieningsinvesteringen, één van de vragen van de Waterdienst. Het rapport besluit met een aantal conclusies.

2 De rol van economische instrumenten

Door gebruik te maken van economische instrumenten, ook wel omschreven als prijs- of marktinstrumenten, kan de efficiëntie en effectiviteit van milieubeheer worden vergroot (Sternier 2003). Van groot belang hierbij is dat het doel van het instrument vanaf het begin duidelijk is gedefinieerd: Onduidelijkheid over het doel en het impliciet of expliciet combineren van maatschappelijke en milieudoelen heeft in het algemeen een negatief effect op de effectiviteit van economische instrumenten waaronder PES (Bulte et al., 2008; Brouwer et al., 2011). Daarnaast spelen institutionele rechten en plichten en algemene consensus hierover in het ontwerp en de implementatie van een economisch instrument een cruciale rol, meestal vertaald in algemene beleidsprincipes zoals de vervuiler of gebruiker betaalt.

Beleidsprincipes en het gebruik van economische instrumenten

Belangrijke beleidsprincipes in het Nederlandse waterbeleid zijn het principe van kostenterugwinning en 'de vervuiler betaalt'. Kostenterugwinning veronderstelt dat de kosten van waterdienstverlening door de gebruiker worden betaald. Hierbij is van belang hoe a) de kosten en b) de waterdiensten zijn gedefinieerd. Alhoewel de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) een brede definitie van zowel kosten (i.e. inclusief niet-geprijsde milieukosten) als waterdiensten (i.e. inclusief hydro-ecologische waterdiensten zoals recreatie, scheepvaart, koeling etc) suggereert, heeft Nederland (en met Nederland het merendeel van de EU-lidstaten) gekozen voor een nauwe interpretatie waarbij het alleen om de financiële kosten van drinkwatervoorziening en afvalwaterverzameling en -zuivering gaat. Daarbij stelt de KRW dat het waterbeleid adequate prijsprikkels moet bevatten voor efficiënt watergebruik. Geen van de lidstaten heeft bij de implementatie van de KRW aandacht besteed aan deze verplichting (EC 2007), deels omdat lidstaten impliciet veronderstellen dat kostenterugwinning voldoende prikkels bevat voor efficiënt gebruik. Zeker bij een nauwe definitie van kosten en diensten is dit echter zelden het geval.

Het principe dat 'de vervuiler betaalt' is duidelijk verankerd in het stelsel van waterkwaliteitsheffingen maar het bredere principe van een betalende gebruiker, van toepassing bij een bredere interpretatie van waterdienstverlening, stuit op weerstand zowel bij gebruikers als in het beleid. Deels heeft dit te maken met economische haalbaarheid en betaalbaarheid: met name in de landbouw en de transportsector is veel weerstand tegen het 'de gebruiker betaalt' principe aangezien dit tot relatief hogere kosten voor de sector leidt. Deels heeft het ook te maken met verzet tegen de vercommercialisering van het milieubeleid en het uitgangspunt dat water een publiek goed is dat vrij toegankelijk moet zijn (zie bijvoorbeeld het Vewin (2011) standpunt ten aanzien van heffingen en belastingen op water). Hierbij wordt vaak vergeten dat juist het toegankelijk en gezond houden van de zoetwatervoorziening vraagt om duurzaam gebruik en regulering, iets wat zonder inzet van economische instrumenten tot hogere maatschappelijk kosten kan leiden en inefficiënte watertoedeling op basis van politiek onderhandelde verdelingsmechanismes. Vercommercialisering staat in principe los van het gebruik van economische instrumenten of de introductie van marktwerking en moet hiermee niet verward worden. Vercommercialisering wordt bepaald door toedeling van eigendomsrechten en hoe publieke belangen in deze toedeling van water rechten zijn gewaarborgd in het waterbeleid. Privatisering zonder waarborging van publieke belangen kan leiden tot vercommercialisering, maar dit is geen automatisch gevolg. Economische instrumenten hebben tot doel het gedrag van mensen te veranderen teneinde tot een efficiënter en duurzamer watergebruik te

komen. Het creëren van markt- en prijsmechanismen kan gepaard gaan met privatisering, maar privatisering heeft in het algemeen als hoofddoel om concurrentie het stimuleren. Concurrentie dwint ondernemers meer en beter op de kosten te letten en te innoveren. Dit kan ook concurrentie betreffen tussen semi-publieke actoren waarbij privatisering dus niet expliciet een rol speelt.

Tenslotte is in het kader van de zoetwatervoorziening het bestuurlijke principe van de landelijke verdringingsreeks van belang: een dergelijk principe kan de uitruil van watervraag en -aanbod tussen sectoren en regio's in de weg staan, terwijl een dergelijke uitruil wel efficiënt en effectief zou kunnen zijn.

Effectiviteit en efficiëntie van economische instrumenten

De reden dat economische instrumenten over het algemeen efficiënter zijn dan van bovenaf opgelegde 'command-and-control' maatregelen zoals regulering is dat zij flexibeler zijn. Economische instrumenten laten in het algemeen meer ruimte voor case-specifieke invullingen, waardoor zowel de economische welvaartsverliezen als gevolg van ingrijpen in de markt (de zogenaamde 'deadweight losses') afnemen als de informatiekosten van het beleid (Tietenberg 1990, Hahn 2000, Shortle en Moran 2002). In de praktijk blijkt dat de mate waarin economische instrumenten erin slagen de effectiviteit en efficiëntie van milieubeleid te vergroten afhangt van de bestaande wet- en regelgeving en de effectiviteit van instrument ontwerp. Bestaande wet- en regelgeving bepaalt in belangrijke mate of de milieudoelstellingen en hun implementatie flexibel kunnen worden geïnterpreteerd. Voor bijvoorbeeld de haalbaarheid van verhandelbare waterkwaliteitsrechten is dit van wezenlijk belang: over het geheel genomen blijft de waterkwaliteit gelijk, maar in bepaalde regio's of delen van de waterstroom kan het zijn dat lagere doelstellingen worden behaald.

Wat betreft het ontwerp van economische instrumenten moet met een aantal factoren rekening worden gehouden: de karakteristieken van water als publiek goed, de hoge monitoring- en handhavingskosten van sommige vormen van (grond)watergebruik, de temporele en ruimtelijke variabiliteit van watergebruik en de hoge informatiekosten voor effectief beleid. In de academische literatuur wordt hieraan veel aandacht besteed (zie bijvoorbeeld Baumol en Oates 1985, Wu en Babcock 1996, Segerson 1988), maar deze literatuur heeft zich nog nauwelijks vertaald richting de beleidspraktijk. Sterker nog, belangrijke efficiëntiewinsten bij de implementatie van beleid en het ontwerp van beleidsinstrumentarium blijven liggen omdat men de toegevoegde waarde van slimmer ontworpen beleidsinstrumenten vaak niet ziet, juist door het ontbreken van praktische toepassingen. Daarbij werkt de bestaande organisatie van het waterbeheer en de regelgeving vaak inertie in de hand: beter ontworpen subsidieregelingen kunnen uitgaven bijvoorbeeld substantieel verlagen, en tot meer effect leiden (Engel et al. 2008), maar veel waterbeheerders hebben vaak geen prikkel om hun beleid zo efficiënt mogelijk vorm te geven zolang dit beleid voornamelijk wordt bepaald door inspanningsverplichting en kosten terugwinning. De positieve impact van effectiever beleid komt vaak ook anderen ten goede, maar dit telt voor de waterbeheerder vaak minder.

Er zijn maar weinig studies die de effectiviteit van economische instrumenten voor milieubeheer empirisch hebben bepaald (EEA 2005). De meest gebruikte economische instrumenten in het Europese waterbeleid zijn waterkwaliteitsheffingen en beprijzing van waterdienstverlening (drinkwater, waterzuivering, riolering) (Hahn 1989, Andersen 2001, EC 2007). De OECD heeft een aantal studies ondernomen op het gebied van waterprijsbeleid en de financiering van waterdienstverlening (OECD 2009, 2006, 1999, 1997) en er zijn een aantal studies die gekeken hebben naar de effectiviteit van

heffingen voor waterkwaliteit (Andersen et al. 2001, Hahn 2000). Wat de verschillende studies laten zien is dat economische instrumenten erin slagen om de doelen van milieubeleid te behalen tegen lage kosten, maar dat succes mede afhankelijk is van institutionele context en instrument ontwerp. Hellegers en Van Ierland (2003) analyseren de geschiktheid van economische instrumenten voor het Nederlandse grondwaterbeleid. Zij concluderen dat bestuurlijk-juridische veranderingen en vrijwillige overeenkomsten effectiever zijn dan het gebruik van economische instrumenten, gezien het feit dat grondwateronttrekkingsrechten reeds zijn toegewezen, door de hoge transactiekosten van de onderzochte economische instrumenten (i.e. belastingen, verhandelbare rechten, subsidies) en door het feit dat individuele gebruikersrechten slecht kunnen worden gedefinieerd.

Tenslotte is er met name in de VS en Australië ervaring opgedaan met het gebruik van innovatieve waterbeheerinstrumenten zoals prijsprikkels voor efficiënt watergebruik en verhandelbare water- en emissierechten (zie bijvoorbeeld Hahn 1989, Selman et al. 2009, Tietenberg 1990, Connell and Grafton 2008). Ook op het gebied van landbouw zijn hier interessante ervaringen opgedaan, o.a. met subsidieregelingen voor effectief ecosysteembeheer, instrumenten die in toenemende mate ook in Europa worden gebruikt (zie bijvoorbeeld Baylis et al. 2008, Claassen et al. 2008). Het is de vraag of dergelijke ervaringen ook kunnen worden toegepast in de Nederlandse context, gezien de verschillen in regelgeving, geo-fysieke en hydro-ecologische factoren en schaal. Aangezien in het ontwerp van economische instrumenten specifiek met dergelijke factoren rekening kan worden gehouden lijken deze ervaringen ook relevant voor het Nederlandse zoetwaterbeleid. Het gebruik van verzekeringsarrangementen voor het omgaan met overstromingsrisico (Botzen en van den Bergh 2009, Akter et al., 2009, Brouwer en Akter, 2010, Akter et al., 2011) is een voorbeeld van recent onderzoek in zowel Nederlandse als buitenlandse context (Bangladesh en Vietnam), en ook rond het gebruik van economische instrumenten in het Nederlandse grondwaterbeheer is wetenschappelijk onderzoek gedaan (Hellegers en van Ierland 2003). Tenslotte is er in de academische literatuur aandacht voor groepscontracten voor de aanpak van diffuse waterverontreiniging (Segerson 1988, Suter et al. 2009). Een belangrijke vraag is in hoeverre dit mechanisme waarbij de hele groep aansprakelijk wordt gesteld voor het gedrag van enkelen ook in de huidige Nederlandse bestuurlijk-juridische context een haalbaar instrument is.

3 Instrumentkeuze en het gebruik van meerdere beleidsinstrumenten

Combinaties van beleidsinstrumenten voor effectief beleid

Verschillende categorieën van beleidsinstrumenten bieden verschillende stimulansen voor het veranderen van gedrag. Economische instrumenten als subsidies en heffingen bieden financiële prikkels. Daarnaast zijn er bijvoorbeeld regelgevende instrumenten, die normen zetten waaraan voldaan moet worden, met boetes of andere juridische maatregelen als extra prikkel. Ook zijn er informatieve instrumenten, die indirecte prikkels bieden aan consumenten en producenten door het vergroten van transparantie over alle kosten en baten verbonden aan de productie en consumptie van bepaalde goederen en diensten. Welk beleidsinstrument ook wordt gekozen door een beleidsmaker, de economische theorie voorspelt dat elk instrument, mits zorgvuldig ontworpen, in staat is om een bepaald beleidsdoel op een efficiënte wijze te bereiken. Verschillen in economische beleidsinstrumenten hebben alleen betrekking op de kenmerken van de specifieke prikkels die uitgaan van het instrument en de daaropvolgende gedragsveranderingen die leiden tot het gestelde doel. Omdat deze kenmerken verschillen, kan het ene instrument een doel tegen lagere kosten bereiken dan een ander. Aspecten zoals onvolledige informatie, onzekerheid en indirecte (dynamische) effecten kunnen ervoor zorgen dat een beleidsmaker de voorkeur geeft aan een bepaald instrument.

Onzekerheid, dynamische indirecte effecten, en onvolledige informatie zijn ook voorbeelden van factoren die de eenvoudige keuze voor één enkel beleidsinstrument kunnen verstoren. Deze, en andere, effecten maken de keuze voor de beleidsmaker ingewikkelder, en in veel gevallen voorkomen ze het bereiken van de 'first-best-outcome', dat is die toestand van de wereld waarin alle relevante tekortkomingen van de markt zijn opgelost. Een oplossing voor het verbeteren van de efficiëntie in zo'n 'second-best' wereld is het combineren van meer dan één instrument in een instrumentenmix (voor een verdere discussie over dit onderwerp, zie bijvoorbeeld Benneer and Stavins, 2007; Braathen, 2007). Dit is echter niet de enige reden voor het gebruik van een mix van beleidsinstrumenten: andere voor het waterbeleid relevante redenen komen in de volgende sectie aan bod.

Redenen voor de keuze van meerdere beleidsinstrumenten in het waterbeleid

Meerdere beleidsdoelen: Als de beleidsmaker in een bepaald gebied meerdere beleidsdoelen heeft, die beide betrekking hebben op de voorziening van dezelfde of soortgelijke diensten en goederen, is het mogelijk dat een enkel instrument niet voldoet. Een klassiek voorbeeld is de combinatie van armoedebestrijding en bescherming van het milieu. Waar de armoedebestrijding in het algemeen streeft naar economische ontwikkeling met behulp van de beschikbare natuurlijke hulpbronnen, kan dit in tegenspraak zijn met de doelstelling om het milieu te beschermen. Er bestaat een conflict waarbij optimaal beleid beide doelen tegen elkaar afweegt en dienovereenkomstig een combinatie van beleidsinstrumenten kiest. Op het gebied van duurzaam watergebruik bestaan soortgelijke conflicterende doelen, bijvoorbeeld waar de belangen van landbouw en milieu op het gebied van grondwaterpeil met elkaar botsen.

Meerdere tekortkomingen van de markt: Als een bepaalde activiteit meerdere tekortkomingen in de markt veroorzaakt, en het is te kostbaar om dit marktfalen te corrigeren bij de bron, dan kunnen meerdere instrumenten nodig zijn om de

verschillende effecten van marktfalen tegen te gaan. Een voorbeeld is een agrarisch bedrijf dat zowel eutrofiering van oppervlaktewater veroorzaakt door de uit- en afspoeling van nutriënten als het verlies van water-gebonden natuurwaarden door een te laag grondwaterpeil. Als het te duur of om een andere reden niet haalbaar is om beide problemen met één enkel instrument te corrigeren (bijvoorbeeld verplaatsen of uitkopen van het landbouw bedrijf), dan kan deze tekortkoming in de markt wellicht worden opgelost met bijvoorbeeld een heffing op het gebruik van nutriënten (om nutriëntegebruik en dus eutrofiering tegen te gaan) gecombineerd met een bestemmingsplan en/of het gebruik van agrarische beheersovereenkomsten waarin grondwaterpeilen worden vastgelegd in verschillende meer of minder grondwaterpeil gevoelige gebieden waar landbouw activiteiten worden beperkt (om verlies aan belangrijke natuurwaarden te voorkomen).

Ruimtelijke overwegingen: Gegeven informatie over landgebruik en bestemmingsplannen, is het mogelijk dat er ruimtelijke configuraties voor waterhuishouding zijn die alleen bereikt kunnen worden met een combinatie van beleidsinstrumenten. Bijvoorbeeld, bij overstromingsrisico's is vaak veel winst buitendijks te behalen door beperkingen op te leggen aan bouwen in deze gebieden, maar ook binnendijks zijn maatregelen nodig om de mogelijke schade bij overstroming te beperken. In dit geval is bijvoorbeeld een combinatie mogelijk van strikte regulering in buitendijkse gebieden (bouwvoorwaarden) en het niet verzekeraar maken van overstromingsschade als men toch besluit daar te bouwen (of te bouwen zonder zich aan de bouwvoorwaarden te houden), gecombineerd met economische en informatieve instrumenten zoals bijvoorbeeld het wel verzekeraar maken van overstromingsschade en geven van voorlichting in binnendijkse gebieden.

Exogene variabiliteit: In sommige gevallen is milieuschade afhankelijk van exogene variabiliteit van relevante factoren. Een voorbeeld hiervan is luchtvervuiling, waarbij gevolgen voor de gezondheid afhankelijk zijn van o.a. wind, neerslag en atmosferische omstandigheden. Een ander voorbeeld is waterschaarste. De schade van waterschaarste is voor een groot gedeelte afhankelijk van klimatologische omstandigheden en kan van jaar tot jaar sterk variëren. In dergelijke gevallen kan het voordeliger zijn om een combinatie van instrumenten te gebruiken om efficiënt om te gaan met de verschillende types van problemen die zich voordoen, afhankelijk van de exogene parameters.

In aanvulling op de standaard criteria voor het selecteren van beleidsinstrumenten, zoals mate waarin ze voldoen aan beleidsprincipes (vervuiler betaalt), kostenterugwinning, administratieve complexiteit, transactiekosten, indirecte effecten, wijzen recente onderzoeksresultaten op een breed scala van andere, gedragsmatige, factoren waar rekening mee moet worden gehouden. Deze factoren liggen niet altijd op één lijn met het conventionele denken binnen de economische wetenschap op het gebied van stimulansen en gedragsverandering. Twee voorbeelden van dergelijke factoren zijn motivatie en legitimiteit.

Motivatie: Mensen verschillen in hun intrinsieke motivatie om een bepaald soort gedrag uit te voeren, bijvoorbeeld gedrag dat gerelateerd is aan het nemen van waterbesparende maatregelen. Ze kunnen intrinsiek gemotiveerd zijn, omdat dit gedrag overeenkomt met hun persoonlijke milieu-ethiek, of omdat ze het belang van waterbesparing inzien. Wanneer een beleidsinstrument wordt geïntroduceerd dat waterbesparend gedrag beloont (i.e. een externe motivator), dan is het mogelijk dat deze externe motivator (deels) de interne motivatie vervangt. Als gevolg hiervan kan het effect van beleid op waterbesparing minder sterk zijn dan verwacht of zelfs negatief. Dit 'crowding-out' effect is waargenomen voor vele soorten 'pro-milieu' gedrag en verschilt afhankelijk van het gebruikte instrument (Frey and Stutzer, 2006).

Legitimiteit: De mate waarin burgers meewerken aan het behalen van lokale beleidsdoelen, en bijbehorend gedrag vertonen, hangt voor een deel af van de ervaren legitimiteit van, en het vertrouwen in dit beleid. Een hoge mate van legitimiteit vergroot het draagvlak voor beleid. Legitimiteit is een brede term die betrekking heeft op alle aspecten van de relatie tussen beleid en burgers. Neem bijvoorbeeld een beleidsinstrument als een stop op het gebruik van oppervlaktewater voor irrigatie in tijden van droogte. Relevante aspecten van legitimiteit zijn dan bijvoorbeeld het als legitiem beoordelen van zowel het doel als de uitvoering van dit beleid door lokale agrariers en dus de kans dat deze het beleid respecteren en eraan meewerken (zie bijvoorbeeld Tyler 1997).

4 Inventarisatie en screening van economische instrumenten

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de verschillende economische instrumenten die zijn terug te vinden in de verschillende bestaande screenings die zijn uitgevoerd door of in opdracht van Rijkswaterstaat nogmaals tegen het licht gehouden. Hierbij wordt naast de reeds bestaande screening in verschillende rapporten en notities getracht meer nadrukkelijk aan de hand van wetenschappelijk onderzoek en referenties een stevigere onderbouwing te geven van de screening op de criteria effectiviteit, efficiëntie, uitvoerbaarheid en overeenstemming met beleidsprincipes.

4.2 Tarieven

Door het in rekening brengen van tarieven kan de aanbieder van zoet water (zoals drink-, industrie- of irrigatiewater) de gemaakte kosten verhalen op de gebruiker. Het tarief is dus het prijskaartje dat de leverancier aan een bepaalde geleverde/afgenomen hoeveelheid zoet water hangt. In het tarief kunnen eventuele heffingen en belastingen (zie § 4.3) zijn opgenomen. De hoogte en structuur (zoals de verhouding tussen vastrecht en variabel deel) van de tarieven zijn mede bepalend voor de mate van kostenterugwinning en de verdeling ervan over verschillende (categorieën) gebruikers.

Tarieven kunnen ook worden gehanteerd om financiële prikkels te verschaffen voor een efficiënt gebruik van watervoorraden. Deze prikkels zullen sterker zijn naarmate een groter deel van het tarief is gekoppeld aan de omvang van het waterverbruik (variabilisatie). De effectiviteit van de tariefprikkel hangt verder af van de prijselasticiteit van de vraag, d.w.z. het percentage waarmee de vraag verandert bij een prijsverandering met 1 procent.

4.2.1 Landbouw

Ook de prijselasticiteit van de vraag naar water in de landbouw (een van de belangrijkste watergebruikssectoren, die in Figuur 1 ontbreekt) is over het algemeen inelastisch, maar niet perfect inelastisch.

Gómez-Limón en Riesgo (2004) simuleerden de verhoging van de prijs van irrigatiewater in een regio in het noorden van Spanje van het huidige niveau (equivalent aan EUR 0,01 per m³) naar het niveau van 'full cost recovery', door hen geschat op EUR 0,06 per m³; een stijging met 500% dus. Dat zou volgens hun berekeningen leiden tot een vermindering van de vraag met 43 tot 74 procent, afhankelijk van het type bedrijf. Een prijsverhoging van deze omvang kan dus wel effectief zijn, maar kan ook aanmerkelijke neveneffecten (op de inkomens in de landbouw) en daarmee op het draagvlak hebben. Andere auteurs komen overigens tot de conclusie dat significante effecten op de vraag naar irrigatiewater pas optreden bij prijsniveaus die 10 tot 20 keer hoger liggen dan het niveau van 'full cost recovery' (zie Bosworth *et al.*, 2002)¹. Het effect is ook afhankelijk van de relatieve bijdrage van de waterkosten in de totale produktiekosten.

¹ Het ging in deze studie overigens vooral over ontwikkelingslanden.

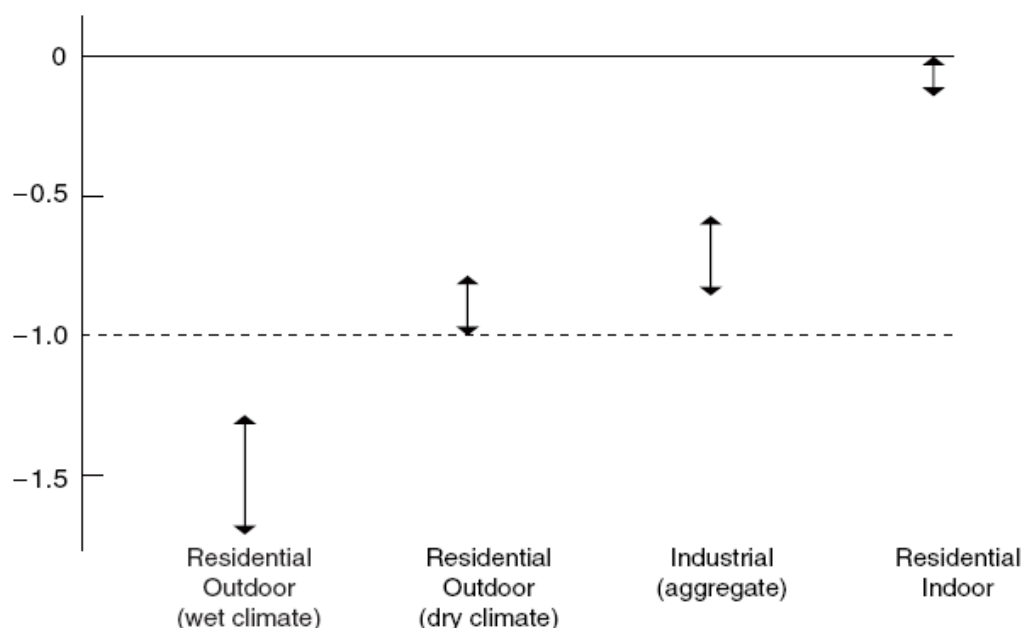
Box 1: Prijselasticiteit van de vraag

Over het algemeen wordt in de literatuur geconstateerd dat de vraag naar water 'inelastisch' is, d.w.z. de prijselasticiteit van de vraag ligt tussen 0 en -1. Daaruit mag echter niet zonder meer worden afgeleid dat prijsprikkels niet effectief zijn, vooral niet als in de uitgangssituatie het watergebruik zwaar gesubsidieerd wordt.

Verder bestaat er bij beleidsmakers vanwege het gebruik van de term 'inelastisch' een wijdverspreid misverstand dat economische prikkels op watergebruik geen enkel effect hebben. In de economie wordt dit laatste 'perfect inelastisch' genoemd. De prijselasticiteit is dan gelijk aan nul. Inelastisch is niet hetzelfde als perfect inelastisch, maar betekent dat de vraag minder dan proportioneel verandert als gevolg van een prijsverandering. De prijselasticiteit heeft in dat geval een waarde tussen 0 en -1. De term inelastisch suggereert echter dat er geen enkele beweging in de vraag zit als de prijs verandert, maar dat is niet correct. In de meeste gevallen gaat er wel degelijk enig effect uit van een verandering van de prijs van water op de vraag ernaar. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 1.

Drinkwater heeft in het algemeen de laagste prijselasticiteit. Industrieel watergebruik is al iets minder inelastisch, maar reageert in het algemeen nog altijd minder dan evenredig op prijsveranderingen, onder andere vanwege de beperkte substitueerbaarheid van water in industriële productieprocessen, met name in de levensmiddelen-, chemische, papier-, textiel- en metaalindustrie. Recreatief watergebruik heeft vanwege het meer luxe karakter typisch een hogere prijselasticiteit, waarbij een onderscheid kan worden gemaakt naar recreatief gebruik in relatief natte (bijvoorbeeld Noord-Europa) en relatief droge (bijvoorbeeld Zuid-Europa) regio's. In drogere gebieden wordt in het algemeen iets minder snel gereageerd op prijsveranderingen dan in natte gebieden, voornamelijk vanwege de verschillen in schaarsteverhoudingen.

Figuur 1 Overzicht van gemiddelde prijselasticiteiten van verschillende vormen van watergebruik of waterdiensten (exclusief landbouw)



Bron: Briscoe (2005).

In een meta-analyse van iets meer dan 200 waarnemingen op basis van 26 internationale studies wereldwijd naar de prijselasticiteit van irrigatiewater vinden Brouwer en Georgiadou (in voorbereiding) een grote range van waarden van 0 tot maar liefst -18. De flinke spreiding van de geschatte prijselasticiteiten wereldwijd komt ook tot uiting in het verschil tussen enerzijds de gemiddelde waarde van -1,5 en een mediaanwaarde van -0,5. Belangrijke verklarende factoren van de variatie in prijselasticiteiten zijn (i) geo-klimatologische omstandigheden in de studiegebieden, inclusief regenval, (ii) karakteristieken van de landbouwbedrijven, inclusief het type gewas dat wordt verbouwd en de gebruikte irrigatietechnologie, (iii) het prijsregime voor water en de bestaande prijs voor water, en (iv) karakteristieken van de gebruikte schattingsmethode voor het bepalen van de prijselasticiteit van irrigatiewater. Zoals verwacht is de prijs die boeren nu al betalen van grote invloed op de prijselasticiteit. De relatie is positief: hoe hoger de prijs die al wordt betaald, hoe groter de absolute waarde van de prijselasticiteit. Dus als boeren bijna niets voor water betalen, is de elasticiteit ook klein. De elasticiteit is met andere woorden een functie van de gemiddelde prijsniveaus die al bestaan voor irrigatiewater.

Differentiatie van tarieven voor irrigatiewater is ook mogelijk naar kwaliteit van het geleverde water. In Israël kunnen boeren bijvoorbeeld kiezen voor gerecycled water of water met een verhoogd zoutgehalte, tegen aanzienlijk lagere tarieven dan die voor zoet water. Tegenwoordig voorzien deze goedkopere watersoorten in zo'n 50% van de Israelische irrigatiebehoefte. Ook in veel andere opzichten is Israël een 'schoolvoorbeeld' van de effectiviteit van tariefstelling als instrument voor waterbesparing en efficiënt zoetwatergebruik (zie OECD, 2010).

4.2.2 Drinkwater

Ook voor drinkwater geldt dat de vraag weliswaar inelastisch is, maar dat het invoeren van een kostendekkend tarief² of variabilisatie van de tarieven toch tot een aanzienlijke vermindering van de vraag kan leiden. In een meta-analyse van 314 schattingen uit 64 verschillende studies komen Dalhuisen et al. (2003) uit op een gemiddelde prijselasticiteit van drinkwater van -0,41 en een mediaan van -0,35³. Adler (2008) noemt het voorbeeld van twee steden in Californië: in Fresno, een stad zonder watermeters, is het waterverbruik per hoofd van de bevolking twee keer zo hoog als in het nabijgelegen Clovis, dat wel bemeterd is.⁴ In Frankrijk steeg de (voor inflatie gecorrigeerde) prijs van drinkwater tussen 1992 en 2002 met 34% en daalde de hoeveelheid onttrokken water tussen 1990 en 2002 met 18% (Salvetti, 2005).

² Voor Nederland is dit uiteraard niet relevant, omdat hier al sprake is van kostendekkende tarieven.

³ Van der Veeren et al. (2009) verwachten dat door variabilisatie van het waterketentarieef een toename van de prijs van water per m³ het waterverbruik met 10-20% zal afnemen. De bron van deze verwachting of aanname wordt niet gegeven, behalve dat het hoofdstuk waarin dit staat is gebaseerd op Jantzen (2008). In Jantzen (2008) wordt op basis van een RIVM rapport uit 2000 de prijselasticiteit van drinkwater in Nederland geschat op -0,2 tot -0,5. De resultaten van Dalhuisen et al. (2003) liggen hier tussen in. Nadere analyse van de details in het RIVM rapport laat zien dat daarin de prijselasticiteiten worden opgesomd van 13 gepubliceerde studies tussen 1979 en 1992 en 1 uit 1997, waarvan 10 uit de VS, 1 uit Finland en 2 uit Zweden. In Nederland zijn, voorzover wij weten, in het recente verleden geen studies gedaan naar de prijselasticiteit van drinkwater of ander watergebruik. Kooreman (1993) kwam indertijd op basis van paneldata voor 1988-1989 uit op een elasticiteit van ongeveer -0,1.

⁴ Zetland (2011) noemt hetzelfde voorbeeld (zonder bronvermelding), maar volgens hem is het waterverbruik per hoofd in Fresno slechts 20% hoger dan dat in Clovis.

Variabilisatie van tarieven vereist individuele bemetering, hetgeen transactiekosten met zich meebrengt. In niet-bemeterde gebieden wordt ook wel gewerkt met ‘capaciteitstarieven’. Daarbij bestaat wel een zekere relatie met de omvang van het verbruik, maar ontbreekt de financiële prikkel.

Daar waar wel bemeterd is, zijn de drinkwatertarieven doorgaans niet volkomen gevariabiliseerd, ook al zou dat vanuit een oogpunt van prikkels voor efficiënt watergebruik het meest effectief zijn. Om de vaste kosten van de drinkwaterbedrijven te dekken wordt vaak gekozen voor een vastrechtstelsel, al dan niet in combinatie met een gedeeltelijk variabel tarief. Om de kosten van drinkwater voor lage inkomensgroepen te beperken wordt in het variabele deel soms een progressief ‘bloktarief’ toegepast.⁵ Ward en Pulido-Velazquez (2009) laten zien dat zo’n tariefstelsel (in dit geval: een laag tarief voor de hoeveelheid water waarmee een huishouden in z’n basisbehoeften kan voorzien, en een hoger tarief voor het overige verbruik) kan leiden tot uitkomsten die zowel economisch als vanuit milieu-oogpunt efficiënt zijn en tevens kunnen bijdragen aan andere (sociale) beleidsdoelstellingen. Zetland (2011) wijst er echter op dat zo’n systeem ook ongewenste sociale effecten kan hebben als geen rekening wordt gehouden met gezinsgrootte: dan kan zich de situatie voordoen dat een alleenstaande minder betaalt voor het besproeien van z’n tuin dan een groot gezin voor z’n basisbehoeften.

Aangezien de prijs van drinkwater in Nederland vergeleken met omringende EU-landen relatief hoog is (als gevolg van 100% kostenterugwinning), verwachten Matthei et al. (2009) dat een prijstoeslag, bijvoorbeeld door introductie van een (progressief) bloktarief, tot een aanzienlijke vermindering van het watergebruik kan leiden. Belangrijker nog dan de gemiddelde prijs die in omringende landen wordt betaald is het aandeel van de drinkwaterprijs in het besteedbaar inkomen. Gemiddeld betaalt een huishouden in Nederland 17 euro per maand voor drinkwater (Nibud, 2011). Dit is slechts 0,6% van het gemiddeld besteedbaar inkomen van een gemiddeld huishouden in Nederland (CBS, 2011). Tellen we daar de uitgaven aan riolering en afvalwaterzuivering bij op (COELO, 2011), dan is het aandeel van de uitgaven voor een gezamenlijk “waterketentarief” ten opzichte van het besteedbaar inkomen nog geen 2%. Een belangrijke vraag is enerzijds in hoeverre huishoudens zich bewust zijn van wat men momenteel betaalt aan waterdiensten in vergelijking tot wat men kan besteden en anderzijds wat de gevoeligheid van verschillende groepen huishoudens in de samenleving is voor een toename van dit aandeel in hun gemiddeld besteedbaar inkomen. In een huishoudensurvey, vinden Brouwer et al. (2006) bijvoorbeeld dat slechts 40% van de Nederlandse bevolking weet wat ze maandelijks daadwerkelijk betalen voor hun drinkwaterrekening.

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Aangezien de tarieven voor waterlevering in Nederland over het algemeen al kostendekkend zijn⁶, lijkt er weinig ruimte te bestaan voor verdere sturing door een algemene verhoging van de tarieven. Wel zou gekeken kunnen worden naar mogelijke aanpassingen in de structuur van de tarieven, bijvoorbeeld het hanteren van een

⁵ Bij een progressief bloktarief stijgt de prijs van water met de afgenomen hoeveelheid. Overigens komen ook degressieve bloktarieven voor (een prijs die daalt met de afgenomen hoeveelheid); het motief daarvoor is dat zo’n tariefstructuur de afnemende marginale ‘willingness to pay’ voor water het best weerspiegelt (zie Zetland, 2011).

⁶ Met ‘kostendekkend’ bedoelen we hier dat de kosten die de producent en leverancier van het water moeten maken gedekt zijn. Dit is exclusief de eventuele milieukosten van gebruik van schaarse collectieve watervoorraden. Deze zouden kunnen worden gedekt door middel van heffingen en belastingen; zie § 4.3.

(progressief) bloktarief. Daarbij zal er wel op moeten worden gelet dat het beoogde effect (een hogere prijs voor 'luxe' of excessief watergebruik) ook inderdaad wordt bereikt. Bovendien is het de vraag of de drinkwaterbedrijven aan zo'n tarief willen meewerken, omdat het waarschijnlijk niet correspondeert met hun kostenstructuur. Andere opties voor verdere verfijning van de tarieven (bijvoorbeeld een in de tijd variërend tarief, waardoor rekening kan worden gehouden met perioden van waterschaarste) zullen alleen te realiseren zijn als er watermeters worden geïnstalleerd.

4.3 Heffingen en belastingen

Met de term heffingen wordt meestal bedoeld op verplichte betalingen aan de overheid of een (semi-)publiekrechtelijk orgaan waarvan de opbrengsten bestemd zijn voor bepaalde doelstellingen die verband houden met de grondslag van de heffing. In economische termen zijn dit *bestemmingsheffingen*. Zulke heffingen worden in de economische literatuur doorgaans onderscheiden van *regulerende* heffingen, welke primair bedoeld zijn als prikkel om datgene wat de grondslag van de heffing vormt te verminderen (bijvoorbeeld: het gebruik van energie of water, of de emissie/lozing van bepaalde stoffen). In de praktijk is het onderscheid tussen beide soorten heffingen vaak niet zo scherp en kan beter worden gesproken van heffingen die (primair) een bestemmings- dan wel regulerend *karakter hebben. De (voormalige) Nederlandse WVO-heffing geldt als een schoolvoorbeeld van een bestemmingsheffing met een sterk regulerend neveneffect.*

Bij belastingen ontbreekt het bestemmingskarakter: er is geen directe relatie tussen de belastinggrondslag en de besteding van de opbrengsten. Het heffen van een belasting op (bijvoorbeeld) de winning van grondwater en de consumptie van drinkwater kan een regulerend motief hebben (prikkel tot vermindering). Zo is de Nederlandse grondwaterbelasting indertijd ingevoerd met de bedoeling de winning van grondwater minder aantrekkelijk te maken en aldus bij te dragen aan het voorkomen van verzilting en verdroging. Het verwerven van inkomsten voor de staatskas stond echter voorop.⁷ Ook de belasting op leidingwater is (mede) ingevoerd met het oog op waterbesparing.⁸ Belastingen op milieugrondslag zijn echter vooral bedoeld om een verschuiving van de belastingdruk te realiseren ('vergroening' van het fiscale stelsel). Vanuit fiscaal oogpunt (maximale netto opbrengsten) zijn daarbij vooral een brede grondslag, een relatief geringe prijselasticiteit en beperkte 'perceptiekosten'⁹ van belang.

Heffingen en belastingen op de winning en het gebruik van water leiden tot hogere prijzen van dat water. De effectiviteit (in termen van reductie van het watergebruik) is daarom, net als bij tariefstelling, afhankelijk van de prijselasticiteit van de vraag (zie § 4.2). Uitgaande van de in 2011 geldende tarieven is de som van grondwater- en leidingwaterbelasting ruim EUR 0,35 per m³. Ervan uitgaande dat dat bedrag in z'n

⁷ Zie Kamerstukken II 1993/94, 22 849, nr. 91c. De grondwaterbelasting wordt overigens per 1 januari 2012 afgeschaft, met als motivering dat het provinciale vergunningenstelsel voldoende waarborgen biedt voor een efficiënte en verantwoorde benutting van de voorraad grondwater (bron: Belastingplan 2012, Memorie van toelichting, § 2.1.2).

⁸ Ook de belasting op leidingwater wordt per 1 januari 2013 afgeschaft, met het curieuze argument dat de Europese Commissie bezig is met het opstellen van een richtlijn om het watergebruik in Europa met dertig procent te verminderen (bron: Belastingplan 2012, Memorie van toelichting, § 2.1.5). Onduidelijk blijft waarom het kabinet denkt dat de belasting op leidingwater niet met dat streven in overeenstemming zou zijn; men zou het tegenovergestelde verwachten.

⁹ De kosten die de Belastingdienst moet maken om de belasting te innen; deze vormen onderdeel van de totale transactiekosten van het instrument.

geheel wordt doorberekend in de prijs, betaalt de consument van drinkwater dat uit grondwater wordt gewonnen ongeveer 44% meer dan zonder deze belastingen het geval zou zijn geweest.¹⁰ Bij een veronderstelde prijselasticiteit van de vraag van -0,4 kan het gecombineerde effect van beide belastingen bij de huidige tarieven dus op bijna 18% besparing worden geschat.

De effectiviteit en efficiëntie van een bestemmingsheffing hangen uiteraard af van de wijze waarop de opbrengst van de heffing wordt besteed. Bij regulerende heffingen (belastingen) is er vanuit economisch oogpunt geen reden om te opbrengsten te 'oormerken'. Het gaat immers om de prikkel die van de heffing uitgaat op het gedrag van de betaler; de opbrengst kan gewoon naar de staatskas / algemene middelen vloeien. De maatschappelijke acceptatie van zulke heffingen blijkt echter groter te zijn als er wel een verband is tussen het object van de heffing en de bestemming van de opbrengsten (zie bijvoorbeeld Kallbekken *et al.*, 2011).

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Nederland kent al een aantal belastingen en heffingen waarmee de externe kosten van zoetwatergebruik kunnen worden geïnternaliseerd. Voor drinkwater gaat het daarbij met name om de grondwaterbelasting, de provinciale grondwaterheffing en de belasting op leidingwater. Voor de watervoorziening van de landbouw gaat het met name om de watersysteemheffing (de onttrekking van grondwater voor beregening of bevoeiing is vrijgesteld van de grondwaterbelasting).

Het Belastingplan 2012 voorziet in afschaffing van de grondwaterbelasting (per 2012) en de belasting op leidingwater (per 2013). Het afzien van die afschaffing is een voor de hand liggende eerste optie. Daarnaast lijken mogelijkheden voor een effectievere en efficiëntere inzet van heffingen en belastingen in het Nederlandse zoetwatervoorzieningsbeleid vooral te bestaan uit het herzien van bestaande vrijstellingen en uitzonderingen. Zo wordt bijvoorbeeld de belasting op leidingwater momenteel slechts geheven over de eerste 300 m³ per aansluiting per jaar en geldt er een vrijstelling van de grondwaterbelasting voor onttrekkingen ten behoeve van beregening of bevoeiing en voor onttrekkingen met een pompcapaciteit van 10 m³ per uur of minder. Ook zou de toepassing van het normale BTW-tarief op drinkwater kunnen worden overwogen.¹¹

Differentiatie van de watersysteemheffing is een andere denkbare optie. Momenteel is de enige grondslag van deze heffing voor landbouwgronden de oppervlakte. Een verfijning waarbij bijvoorbeeld ook rekening wordt gehouden met de droogtegevoeligheid van zowel de grond als de geteelde gewassen is in principe denkbaar, maar kan hoge uitvoeringskosten met zich meebrengen en zal logischerwijs in combinatie met een verfijning m.b.t. andere parameters in relatie tot het peilbeheer moeten worden geïntroduceerd. De acceptatie zal naar verwachting niet groot zijn, omdat de watersysteemheffing veelal als een 'solidariteitsheffing' wordt beschouwd.

¹⁰ Het gemiddelde variable tarief van drinkwater voor huishoudens bedraagt in 2011 (exclusief BTW en belasting op leidingwater) EUR 1,00 per m³ (VEWIN, 2011). Inclusief BTW en belasting op leidingwater is dit EUR 1,23. Exclusief grondwater- en leidingwaterbelasting, maar inclusief BTW zou het tarief EUR 0,85 zijn.

¹¹ De invoering van de belasting op leidingwater heeft het effect van het verlaagde BTW-tarief overigens al ruimschoots ongedaan gemaakt. Het verlaagde BTW-tarief heeft van oorsprong sociale motieven (betaalbaar drinkwater ook voor de laagste inkomensgroepen). Het is in dit verband interessant om te constateren dat sommige van de minst welvarende EU-landen (zoals Bulgarije, Roemenië en de Baltische staten) wel het normale (hoge) BTW-tarief hanteren voor drinkwater.

4.4 Subsidies en compensatieregelingen

Subsidies op milieuvriendelijke investeringen of milieuvriendelijk gedrag, zoals energie- en waterbesparing, staan op gespannen voet met het principe ‘de vervuiler/gebruiker betaalt’. Vanuit economisch gezichtspunt kunnen subsidies echter wel een zinvolle rol vervullen als er sprake is van positieve externe effecten. Zulke effecten kunnen zich voordoen als een burger of bedrijf meer doet dan ‘redelijkerwijs’ van hem of haar verwacht mag worden. Als het om de zoetwatervoorziening gaat, kan daarbij bijvoorbeeld worden gedacht aan het vrijwillig afzien van het gebruik van een bestaand recht op het gebruik van grondwater voor beregening of om compensatie voor vrijwillig geaccepteerde droogteschade. In paragraaf 4.5 wordt nader ingegaan op zulke betalingen voor waterdiensten.

Een ander belangrijk positief extern effect is het ontwikkelen en toepassen van milieuvriendelijke innovaties. De makers en ‘early adopters’ van nieuwe technologie doen iets waar de samenleving van (mee)profiteert: ze zorgen ervoor dat die technologie voor de maatschappij beschikbaar komt en dat (dankzij leercurve-effecten) de kwaliteit verbetert en de prijs daalt. De kosten die ze daarvoor moeten maken kunnen ze niet altijd (volledig) terugverdienen (bijvoorbeeld door octrooien).

De effectiviteit van subsidies als milieubeleidsinstrument wordt vaak in twijfel getrokken. Er wordt dan gewezen op het feit dat een (soms aanzienlijk) deel van de subsidies terecht komt bij degenen die ook zonder subsidie het beoogde gedrag wel vertoond zouden hebben. Dat deel van de subsidie is dan ‘weggegooid geld’. Een goed ontwerp van het subsidie-instrument (in combinatie met andere instrumenten) kan er echter voor zorgen dat dit ‘free rider effect’ en het voorkomen van ‘windfall profits’ zoveel mogelijk worden vermeden en dat de financiële prikkel daar terecht komt waar hij ook echt nodig is (zie bijvoorbeeld Arguedas en Van Soest, 2009).

Subsidies kunnen in allerlei vormen en onder allerlei voorwaarden worden verstrekt. Om de administratieve lasten te minimaliseren wordt vaak gekozen voor het ‘meeliften’ op al bestaande instrumenten en regelingen. Het geven van een belastingvoordeel (zoals de MIA/Vamil-regeling¹²) is daarvan een bekend voorbeeld. Voor deze kostenbesparing wordt doorgaans wel weer een prijs betaald in termen van lagere effectiviteit, bijvoorbeeld doordat het instrument minder gericht kan worden ingezet op specifieke doelstellingen of doelgroepen.

Een heel andere manier waarop subsidies een rol kunnen spelen in de milieueconomische gereedschapskist betreft het afschaffen of verminderen van *milieuschadelijke* subsidies. In de context van deze studie betreft het dan subsidies die een inefficiënt of excessief gebruik van zoet water stimuleren. Daarbij kan het gaan om rechtstreekse subsidies voor irrigatie (zie b.v. Valsecchi *et al.*, 2009), maar ook om bijvoorbeeld landbouwsubsidies die de teelt stimuleren van droogtegevoelige gewassen. Ook belastingvrijstellingen en gereduceerde belastingtarieven op grond- en drinkwater (zie § 4.3) kunnen als subsidie voor inefficiënt watergebruik worden aangemerkt.

¹² Milieu-investeringsaftrek en Willekeurige afschrijving milieu-investeringen. Op de ‘Milieulijst 2011’ staan de bedrijfsmiddelen die momenteel in aanmerking komen voor fiscale steun onder de MIA en Vamil. Daartoe behoren tal van specifieke waterbesparende technieken, zoals een grijswater-recyclinginstallatie en een regenwaterinstallatie, maar ook generieke waterbesparende installaties waarbij als eis geldt: een waterbesparing van tenminste 250 liter per jaar per geïnvesteerde euro voor grote ondernemingen, en 50 liter voor kleine en middelgrote ondernemingen.

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Daar waar belastingvrijstellingen en gereduceerde belastingtarieven op grondwateronttrekkingen bijvoorbeeld bestaan, zou een belangrijke stap om efficiënter en duurzamer watergerbuik te stimuleren zijn om deze af te schaffen. Verder lijken zelf-selecterende subsidies een interessant instrument. In het geval van zelfselecterende subsidies worden verschillende soorten subsidies aangeboden die rekening houden met het feit dat er verschillende typen vragers zijn. Bijvoorbeeld in het geval van subsidies voor agrarisch natuurbeheer zijn er boeren voor wie het relatief makkelijk en goedkoop is om minder intensief hun land te bebouwen terwijl het voor andere boeren juist moeilijker en duurder is. Indien alleen een lage subsidie wordt geboden, vallen alle 'type 2' boeren uit, die wellicht juist in gebieden zitten waar waardevolle natuur om bescherming vraagt, terwijl in het omgekeerde geval juist veel te veel wordt betaald. Door goed na te denken bij het ontwerp van subsidieregelingen, en rekening te houden met verschillen in opportuniteits- en andere typen kosten kunnen belangrijke kostenbesparingen worden behaald. Hetzelfde geldt voor betalingen voor ecosysteemdiensten: ook hier dient rekening te worden gehouden met de verschillende typen aanbieders in het instrumentontwerp.

Zelf-selecterende subsidies adresseren een belangrijk probleem van waterbeheerders, namelijk dat zij niet weten wat de werkelijke kosten van de aan te schaffen diensten en/of producten zijn. Zeker indien er geen markt is voor de te leveren diensten moeten er alternatieve mechanismen worden ontwikkeld om erachter te komen wat de (opportuniteits)kosten van dienstverlening zijn. De simpelste oplossing is vooronderzoek naar de karakteristieken van de aanbiedersgroep (zie bijvoorbeeld Tesfaye en Brouwer, in druk). Als het gaat om marktgeprijsde goederen is dit een vanzelfsprekende stap (d.w.z. vergelijkend waren onderzoek) maar ook bij niet-marktgeprijsde diensten kan een dergelijk vooronderzoek worden gemaakt. Bij de aankoop van natuurvriendelijke oevers, bijvoorbeeld, is het goed om na te denken over de verschillende typen boeren en typen oevers en hoe de (opportuniteits)kosten en natuurwaarde van het niet-gebruik van de oevers tussen de verschillende typen verschilt. Om vervolgens tot individuele aankopen over te kunnen gaan zijn de informatiekosten van het uitzoeken om welk type boer het precies gaat vaak te hoog, maar dit is waar discriminatoire veilingen of zelfselecterende contracten kunnen worden ingezet om de kosten van aanbesteding te beperken.

In de zoetwatervoorziening zou bijvoorbeeld gedacht kunnen worden aan zelfselecterende subsidies voor (private) wateropvang of investeringen in 'groen water', i.e. het vasthouden van water in de grond. Hier hangen de meerkosten (en publieke baten) mede af van karakteristieken als bodemtype, gewaskeuze, geografische lokatie en het type investering. Voor de uitwerking van dergelijke ideeën is nader onderzoek noodzakelijk en gewenst.

4.5 Payments for watershed services

Betalen voor ecosysteemdiensten, in het Engels 'payments for ecosystem services' oftewel PES genoemd, is een relatief nieuw concept, dat snel aan populariteit wint. Een inleiding wordt gegeven in Linderhof *et al.* (2008). In genoemd rapport worden waterdiensten gedefinieerd aan de hand van de definitie uit de KRW. Deze zijn door Van der Veeren en Dekking (2005) nader gespecificeerd als (i) productie en levering van water, (ii) inzamelen en afvoeren van hemel- en afvalwater, (iii) zuiveren van afvalwater, (iv) grondwaterbeheer en (v) (regionaal) watersysteembeheer. Door Brouwer *et al.* (2005) en Brouwer (2009) is betoogd dat deze nauwe invulling van waterdiensten

weliswaar direct aansluit bij het huidige financieringssysteem van waterdiensten in Nederland, maar geen recht doet aan de bredere ecosysteembenadering die ten grondslag ligt aan de KRW.

In Linderhof *et al.* (2008) wordt de PES-definitie van Wunder (2005) gehanteerd, van een vrijwillige transactie waarin ten minste 1 aanbieder garandeert een duidelijk gedefinieerde dienst te leveren waarvoor ten minste 1 vrager bestaat. Inmiddels bestaat er over deze definitie flink wat discussie in de internationale literatuur, en is de tendens dat wordt afgeweken van een puur 'Coaseaanse' marktbenadering van PES (zie bijvoorbeeld Muradian *et al.*, 2010). PES worden algemener opgevat als institutionele arrangementen waarin lokale gemeenschappen, boeren en andere land- en waterbeheerders worden betaald voor hun natuurbehoudactiviteiten waarmee ecosysteemdiensten worden geleverd, zoals schoon drinkwater of het vermijden van wateroverlast. Minstens zo belangrijk als Wunder's (2005) zogenaamde 'voorwaardelijkheid' criterium dat de dienst ook echt wordt geleverd is de zogenaamde 'additionality' voorwaarde dat het instrument PES ook daadwerkelijk een verschil maakt ten opzichte van een situatie waarin er geen PES bestaat. In een studie op nationaal en regionaal niveau in Costa Rica laten Daniels *et al.* (2010) zien dat de toegevoegde waarde van de introductie van PES in Costa Rica niet tot een significante vermindering van ontbossing heeft geleid in vergelijking met de trend die al sinds de jaren 1980 in gang was gezet met behulp van onder andere zogenaamde "tax credits" voor herbebossingsactiviteiten. Ook de voorwaarde van vrijwilligheid lijkt in de praktijk in een aantal gevallen niet op te gaan (zie Vatn, 2010).

In een meta-analyse van 47 bestaande Payments for Watershed Services (PWS) wereldwijd analyseren Brouwer *et al.* (2011) de invloed van institutioneel-economische factoren in PWS design op het bereiken van de natuur- en milieudoelstellingen van de betreffende PWS programma's. Ze laten onder andere zien dat maar liefst 20 procent van de onderzochte PWS programma's niet vrijwillig zijn. Verplichte deelname leidt *ceteris paribus* tot een significant grotere kans dat een PWS programma zijn milieudoelen haalt dan vrijwillige participatie. Een soortgelijk positief effect wordt gevonden voor *community* participatie in plaats van participatie op individuele basis en monitoring van kwantitatief gedefinieerde natuur- en milieudoelstellingen. PWS programma's waar de milieudoelstellingen zijn gekwantificeerd en worden gemonitord hebben een significant grotere slagingskans dan PWS programma's waarbij dat niet het geval is.

Een andere belangrijke factor is het aantal intermediairs tussen de aanbieder(s) en vrager(s) van waterdiensten. Hoe groter het aantal tussenpersonen, hoe kleiner de slagingskans. Een voorbeeld van een succesvol PWS programma is de directe betaling door waterkrachtcentrales benedenstrooms van boeren bovenstrooms voor het treffen van landbeschermingsmaatregelen om erosie tegen te gaan. Contante betalingen in geld zijn bovendien effectiever dan betalingen in natura, terwijl PWS programma's met meerdere doelstellingen minder effectief blijken in het bereiken van milieudoelstellingen dan PWS programma's met een eenduidige milieudoelstelling.

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Linderhof *et al.* (2008) bevelen aan om in Nederland wat betreft PWS aan te sluiten bij bestaande beheersovereenkomsten voor agrarisch natuurbeheer. Brouwer (2009) doet een soortgelijke aanbeveling om de transactiekosten te minimaliseren, maar waarschuwt tegelijkertijd voor de beperkte financiële prikkelwerking die uitgaat van de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN) (tegenwoordig: Subsiestelsel Natuur- en Landschapsbeheer). Deze subsidieregeling beoogt om in 2018 118 duizend hectare

landbouwgrond onder agrarisch natuurbeheer te hebben als onderdeel van de Ecologische Hoofdstructuur. Het is echter zeer onwaarschijnlijk dat dit doel wordt gehaald. De uitvoering van de SAN stagneert. Momenteel is nog maar 65% gerealiseerd ondanks de substantiële prijsstijging sinds 2007 voor sommige ecosysteemdiensten (Brouwer, 2009) en de introductie van een extra mark-up tot maximal 20% bovenop de opportuniteitskosten van agrarisch natuurbeheer. Het is dus maar de vraag hoe effectief het huidige subsidiestelsel is voor het stimuleren van agrarisch natuurbeheer, laat staan om hier ook blauwe diensten in op te nemen. Zie verder ook de discussie hierover bij subsidies in de voorgaande paragraaf.

4.6 Verhandelbare rechten

Onder bepaalde voorwaarden kan het creëren van een markt leiden tot effectieve en efficiënte uitkomsten, ook als het om (semi-)collectieve goederen zoals watervoorraden of milieukwaliteit gaat. Een belangrijke voorwaarde is dat de ‘transactiekosten’, d.w.z. de kosten die gemaakt moeten worden om de markt goed te laten functioneren, niet zodanig hoog zijn dat er geen handel tot stand komt of dat de voordelen van de handel erdoor ongedaan worden gemaakt. Een andere voorwaarde is dat de (eigendoms)rechten goed gedefinieerd zijn: om iets te kunnen verkopen moet je wel zeker weten dat je de eigenaar bent, en om het te willen kopen moet je zeker weten dat je eigenaar wordt (en wat dat dan impliceert). Ook moeten er voldoende (potentiële) vragers en aanbieders zijn om een markt met voldoende concurrentie tot stand te brengen. Naast rechten kunnen ook verplichtingen verhandelbaar worden gemaakt, bijvoorbeeld de verplichting voor elektriciteitsproducenten om een bepaald percentage hernieuwbare bronnen te gebruiken, of voor landeigenaren/-gebruikers om een bepaalde hoeveelheid water te bergen bij dreigende overstromingen.

Er bestaan talloze verschijningsvormen van markten voor verhandelbare rechten. Een belangrijk onderscheid is dat tussen ‘cap and trade’ waarin de totale omvang van de te verhandelen rechten vastligt en ‘performance standard rate’ waarin je relatieve prestatie, zoals bijvoorbeeld het aantal gebruikte m³ water per eenheid output, bepaalt of je rechten kunt verkopen of moet bijkopen. Ook de manier waarop de initiële verdeling van de rechten plaatsvindt kan variëren, bijvoorbeeld: gratis toedeling op basis van historische parameters, dan wel een vorm van veiling.

In sommige landen en gebieden met waterschaarste bestaan goed ontwikkelde markten voor (agrarisch) water. Met name in Australië, Zuid-Afrika, Chili en de Verenigde Staten is hiermee al veel ervaring opgedaan. In Europa staan zulke markten nog in de kinderschoenen. Wel zijn in sommige landen, zoals Spanje, institutionele voorwaarden gecreëerd die waterhandel mogelijk maken.

Pujol *et al.* (2006) deden onderzoek naar het potentieel van watermarkten in twee Mediterrane regio's (in Spanje en Italië) en kwamen tot de conclusie dat de introductie van marktwerking zou kunnen leiden tot een verhoging van de efficiëntie van het watergebruik. De omvang van die verbetering zou echter slechts bescheiden zijn, gegeven de geschatte transactiekosten.

De efficiëntie van verhandelbare rechten komt het best tot z'n recht als er aan de mogelijkheden voor handel zo min mogelijk beperkingen en voorwaarden worden opgelegd, bijvoorbeeld betreffende het ‘sparen’ van watergebruiksrechten voor een volgend seizoen (‘use it or lose it’) (zie Garrido, 2007). Ook beperkingen aan de omvang van de hoeveelheid water die verhandeld mogen worden of aan de partijen die aan de handel mogen deelnemen verminderen de efficiëntie van het systeem (zie bijvoorbeeld Qureshi *et al.*, 2009).

De acceptatie van verhandelbare rechten hangt sterk samen met de initiële verdeling van de rechten. Een veiling voldoet aan het principe 'de vervuiler/gebruiker betaalt', maar zal op weerstand van de gevestigde partijen stuiten: die moeten immers gaan betalen voor iets wat altijd gratis was.¹³ 'Grandfathering', waarbij bestaande gebruikers gratis rechten krijgen toegewezen op basis van hun historische gebruik, maakt het instrument voor deze groep aantrekkelijker (maar niet voor nieuwkomers).

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Watertekorten zijn in Nederland een fenomeen dat zich incidenteel en meestal in een beperkt aantal regio's voordoet. Het ziet ernaar uit dat dit ook in de toekomst het geval zal zijn. Een grootschalige, permanente, landelijke watermarkt ligt hier dan ook niet voor de hand. Wel kan gedacht worden aan het verhandelbaar maken van rechten/vergunningen voor grondwateronttrekking. Daarbij moet wel worden bedacht dat dit in eerste instantie kan leiden tot een toename van de onttrokken hoeveelheid grondwater, omdat ook ongebruikte, 'slapende' vergunningen dan opeens geld waard worden. Het kan dus nodig zijn om het plafond te verlagen.

Een andere toepassingsmogelijkheid zou kunnen bestaan uit flexibilisering van de huidige 'verdringingsreeks'. Waar nu de verdeling van zoet (oppervlakte)water in tijden van waterschaarste gebeurt op basis van vastliggende prioriteitstellingen zou dat in de toekomst wellicht kunnen gebeuren op basis van de betalingsbereidheid van de verschillende sectoren en de belangen die deze vertegenwoordigen. Aan zo'n systeem zullen wel specifieke voorwaarden moeten worden opgelegd om er zeker van te zijn dat er bijvoorbeeld geen onaanvaardbare veiligheidsrisico's of onomkeerbare schade aan de natuur optreden. Een verkenning naar wat er binnen randvoorwaarden mogelijk is, lijkt echter wel de moeite waard.

4.7 Overige instrumenten

4.7.1 Verzekeringsarrangementen

Droogte is een risico, vooral voor weer-gevoelige sectoren zoals de landbouw. Om getroffen te worden tegen dit risico bestaat er in een aantal landen, waar droogte een probleem is, de mogelijkheid om je te verzekeren tegen de schade die hiermee gepaard gaat. De meeste droogteverzekeringen hebben een weer-gerelateerde index op basis waarvan men in aanmerking komt voor schadevergoeding. In de meeste gevallen is deze index gerelateerd aan temperatuur, in andere gevallen aan neerslag (Cao *et al.*, 2004). Gewassen verschillen in de gevoeligheid voor temperatuur en/of neerslag. In de praktijk wordt een droogteverzekering vaak gekoppeld aan andere risico's zoals brand en hagel. Dit wordt in het Engels 'multi-peril crop cover' genoemd. Met name verzekeringen tegen hagel zijn het meest wijdverspreid toegepast. Droogteverzekeringen zijn beschikbaar in de VS, Australië en een reeks ontwikkelingslanden, waaronder met name landen in Afrika zoals Ethiopië, Kenia en Burkina Faso. De wereldwijde introductie van droogteverzekeringen wordt belemmerd door een aantal vaak voorkomende problemen waar men in onderzoek naar de mogelijkheid van introductie van deze verzekeringsvorm vaak tegenaan loopt, zoals *adverse selection* en *moral hazard* (zie bijvoorbeeld het veel geciteerde

¹³ Toch hoeft deze weerstand niet onoverkomelijk te zijn, zoals het Europese systeem van broeikasgasemissiehandel laat zien. Daarin vindt vanaf 2013 in principe geen 'gratis' allocatie van emissierechten meer plaats, behalve voor sectoren die erg gevoelig zijn voor concurrentie van buiten de EU.

overzichtsartikel van Hazell, 1992). Monitoring blijkt in de praktijk vaak lastig. Onlangs heeft de verzekeraar UAP Insurance samen met microkredietverstrekker Equity Bank en het International Livestock Research Institute (ILRI) een verzekeringsproduct ontwikkeld op basis van satellietmonitoring, dat veehouders in Kenia moet gaan beschermen tegen de uithongering van hun kamelen, geiten, koeien en schapen. De door satellieten gemaakte beelden van de vegetatie en bebossing moeten duidelijk maken of er voldoende voedsel zal zijn in de komende tijd. De boeren die een dergelijke verzekering afsluiten krijgen een uitkering als uit de beelden blijkt dat een nieuwe periode van droogte is begonnen. Voorheen was een dergelijke verzekering onmogelijk, omdat verzekeraars niet konden controleren of binnen de kuddes daadwerkelijk beesten waren omgekomen. Om een vergoeding te krijgen, hoeven boeren niet meer aan te tonen dat ze in hun kuddes verliezen hebben geleden. Als uit de realtime-satellietbeelden blijkt dat er geen voedsel meer is, wordt aangenomen dat er dieren zijn doodgegaan. De initiatiefnemers hebben op grond van historische data de risico's van droogteperiodes in die regio kunnen inschatten. Hierbij is gebruik gemaakt van de zogenoemde Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), die mede door NASA wordt gepubliceerd. Ook de Wereldbank en het VN World Food Program (WFP) hebben gezamenlijk een programma opgezet dat onderzocht heeft of verzekeringen tegen droogte mogelijk zijn. Uit dit onderzoek is gebleken dat financiële markten kunnen helpen om droogte te verzekeren in Ethiopië. De VN WFP heeft daartoe een contract afgesloten met AXA Re, een verzekeraar uit Parijs. Aan de mogelijke uitkering van de verzekering ligt een index ten grondslag die is gebaseerd op historische regenval en landbouwopbrengsten.

In hoofdstuk 5 wordt een eerste aanzet gegeven voor de mogelijke toepassing van verzekeringsarrangementen als instrument in het Nederlandse zoetwaterbeleid.

4.7.2 Overheidsaanschaf- en aanbestedingsbeleid

Overheden zijn op diverse markten (variërend van kantoorartikelen tot weg- en waterbouw) een belangrijke vragende partij. Zij kunnen door hun aanschaf- en aanbestedingsbeleid invloed uitoefenen op het aanbod van goederen en diensten op die markten, en daarmee ook op het al dan niet milieuvriendelijke karakter ervan. Alle Nederlandse overheden hebben zich ten doel gesteld om in 2015 100% 'duurzaam' in te kopen. Voor verschillende groepen producten en diensten zijn inmiddels duurzaamheidscriteria opgesteld.¹⁴ Daartoe behoren ook criteria die betrekking hebben op waterbesparing. Daarnaast kunnen overheden ook optreden als vragende partij op de markt voor 'waterdiensten'. Er zijn daarbij verschillende mogelijkheden om overbesteding te voorkomen zoals discriminatoire veilingen, publiek-private samenwerking of zelfselecterende subsidies. Deze zullen in de volgende paragraaf besproken worden, onder de bredere noemer van gericht en flexibel beleidsontwerp

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Discriminatoire veilingen houden net als zelf-selecterende subsidies rekening met het feit dat aanbieders verschillen (en dat de overheid niet weet met wie zij van doen heeft), door bij de aankoop van diensten geen vaste prijzen of contracten te bieden maar aanbieders te dwingen om hun beste bod te doen. In Amerika en Australië zijn er inmiddels ervaringen opgedaan met het gebruik van veilingmechanismen in milieubeheer (zie bijvoorbeeld Rolfe and Windle 2009) en de resultaten laten zien dat de kostenbesparingen inderdaad aanzienlijk kunnen zijn. In Nederland wordt momenteel onderzoek gedaan naar de mogelijkheid om veilingen te gebruiken voor de

¹⁴ Zie <http://www.pianoo.nl/duurzaaminkopen/criteria>.

aankoop van natuurvriendelijke oevers, aangezien hier een groot potentieel voor kostenreductie ligt (Van Soest en Dijk 2011).

In de zoetwatervoorziening zou bijvoorbeeld gedacht kunnen worden aan veilingsmechanismen voor de toewijzing van private wateropvang en -berging contracten, waarbij de overheid betaalt voor de meerkosten van waarborging van het publieke belang. Ook voor de uitwerking van dergelijke ideeën is nader onderzoek gewenst.

4.7.3 Financiële sancties

Een boete op waterverliezen kan een stimulans zijn voor gemeenten om lekkages te voorkomen en te repareren. In Israël, waar zo'n boete gehanteerd wordt bij meer dan 12% waterverliezen, bedraagt het gemiddelde verlies slechts 10% van het totale waterverbruik, terwijl dat in Europa gemiddeld 25% is. De ontwikkeling en toepassing van technologie voor het opsporen van lekkages heeft bijgedragen aan dit resultaat (OECD, 2010). In Nederland bedragen de lekverliezen bij de distributie van drinkwater overigens slechts 5% van het afgeleverde water (Vewin, 2010).

Een variatie op het instrument van financiële sancties wordt in de wetenschappelijke literatuur beschreven door Segerson (1988) die het heeft over groepscontracten waar groepen boeren beloond worden als ze gezamenlijk zorgen voor waterkwaliteitsverbetering, terwijl ze worden gestraft (financiële sanctie) als de doelstelling niet wordt gehaald. Uitgaande van de aanname dat boeren onderling veel beter weten wie de boosdoener is bij diffuse verontreinigingen, terwijl de kosten van centrale monitoring en handhaving juist heel hoog zijn, maakt het mechanisme gebruik van onderlinge controle en samenwerking wat tot belangrijke efficiëntie winsten voor de overheid kan leiden.

Perspectieven voor (uitbreiding van) toepassing in Nederland

Alhoewel een dergelijk mechanisme moeilijk inpasbaar lijkt binnen de huidige wet en regelgeving is het idee van groepscontracten met financiële sancties bij onderprestatie wellicht ook voor het Nederlandse zoetwaterbeleid de moeite van het verder verkennen waard. Ook bij grondwateronttrekkingen zijn de kosten van centrale monitoring en controle hoog te noemen, en is het wellicht effectiever om groepen boeren direct verantwoordelijk te stellen voor het gezamenlijke grondwaterbeheer in een beheersgebied.

4.8 Conclusies van de screening

Tabel 4.1 geeft een samenvattend overzicht van de 'screening' van de verschillende categorieën economische instrumenten op de criteria effectiviteit, efficiëntie, uitvoerbaarheid en overeenstemming met beleidsprincipes. Op dit zeer algemene niveau kunnen we eigenlijk alleen maar vaststellen dat geen enkele categorie economische instrumenten op voorhand kan worden uitgesloten. Het antwoord op de vraag of de (theoretische) potentiële efficiëntievoordelen van economische instrumenten in de praktijk ook worden gerealiseerd, hangt af van het specifieke ontwerp van het instrument en van de specifieke omstandigheden waarin het wordt toegepast. Daarbij zal een instrument vrijwel altijd (moeten) worden gecombineerd met andere instrumenten. In het volgende hoofdstuk besteden we nader aandacht aan deze 'instrumentenmix' en aan enkele mogelijke toepassingen in de praktijk van het Nederlandse zoetwatervoorzieningsbeleid.

Tabel 4.1 Samenvattend overzicht van de screeningresultaten

Instrument	Effectiviteit	Efficiëntie	Uitvoerbaarheid	Overeenstemming met beleidsprincipes	Wetenschappelijke onderbouwing
Tarieven	Afhankelijk van hoogte, structuur en prijs-elasticiteit	In principe hoog (prijsprikkels)	Afhankelijk van de mate waarin waterleveranciers publieke belangen (moeten / willen) dienen. Bemetering nodig	Gebaseerd op de gebruiker betaalt, grotendeels in overeenstemming met kostenterugwinning, niet duidelijk in hoeverre sprake is van dekking externe effecten	Dalhuizen et al. (2003); Brouwer and Georgiadou (in voorbereiding)
Heffingen en belastingen	Afhankelijk van hoogte, structuur en prijs-elasticiteit	In principe hoog (prijsprikkels)	Afhankelijk van de mate waarin gebruik kan worden gemaakt van bestaande instituties en infrastructuur (b.v. watermeters)	Gebruiker betaalt, gedeeltelijk ook voor externe effecten	Andersen (2001); Hellegers en van Ierland (2003)
Subsidies en compensatie-regelingen (incl. PWS)	Afhankelijk van ontwerp; vaak beperkt door 'free rider' effect	In principe hoger dan regulering (selectie van actoren met laagste kosten)	Afhankelijk van de mate waarin kan worden 'meegelift' op bestaande regelingen	Gebruiker betaalt, echter niet bij subsidies voor waterbesparing en gedeeltelijk bij compensatieregelingen en PWS (afhankelijk van institutionele design)	Claassen et al (2008); Engel et al (2008); zie literatuuroverzicht PWS in Brouwer et al. (2011)
Verhandelbare rechten	In principe hoog (bij 'cap and trade' wordt doelstelling altijd gerealiseerd)	In principe hoog (prijsprikkels)	Vergt nieuwe regelgeving en instituties	Gebruiker betaalt afhankelijk van wijze van toedeling rechten	Selman et al (2009); Adler (2008); Garrido (2007); Qureshi et al (2009)
Verzekerings-arrangementen	Risico van 'adverse selection' en 'moral hazard'	Kan hoog zijn omdat het om risico's gaat van incidenten	Monitoring kan problematisch zijn	Verantwoordelijkheid voor eventuele schade a.g.v. droogte wordt weggelegd bij de gebruiker	Hazell (1992); Sakurai and Reardon (1997); Skees et al. (2001); Cao et al. (2004); Alderman and Haque (2007); Barnett and Mahul (2007)
Overheidsaanschaf-/aanbestedingsbeleid	Afhankelijk van gehanteerde criteria; beperkt toepassings-gebied	In principe hoog (laagste bidder wint / zelfselectie)	Afhankelijk van product/dienst, veilingen niet altijd mogelijk, zelfselecterende contracten idem	In lijn met markt gericht overheids-aanschafbeleid	Wu and Babcock (1995); Rolfe and Windle (2009); Soest en Dijk (2011)
Financiële sancties	Hoog indien prikkel sterk genoeg	Hoog als hoogte van de sanctie gelijk is aan maatschappelijke kosten	Lastig binnen de huidige regelgeving	Vervuiler betaalt	Segerson (1988); Suter et al (2009)

5 Mogelijke toepassing economische instrumenten in een ‘policy mix’

Waternverdeling onder normale omstandigheden wordt door de auteurs niet als een groot structureel probleem of vraagstuk gezien vanwege de relatieve overvloed aan water in Nederland. Zoals gezegd bestaat 18% van het oppervlak in Nederland (exclusief de Noordzee) uit water, terwijl laag Nederland feitelijk een groot wetland is. De effectiviteit van het opzetten van een grootschalig nieuw instrumentarium lijkt daarom gering terwijl de kosten hiervan aanzienlijk kunnen zijn. Dat neemt echter niet weg dat anticiperen op de kans op droogte door het treffen van voorzorgsmaatregelen een belangrijk preventief middel blijft waarvoor ook economische instrumenten inzetbaar zijn. Een mix van tijdelijke (incidentele) en meer structurele economische instrumenten wordt voorgesteld om adequaat, effectief en tegen beheersbare kosten toekomstige risico's van droogte en watertekorten te verminderen en tegelijkertijd duurzamer en efficiënter beheer van waardevolle zoetwatervoorraden te stimuleren.

Gecombineerde multi-peril schadeverzekering

Droogte, watertekort en bijbehorende schade is in principe een risico. Voor verschillende risico's kunnen mensen zich vaak verzekeren. In Nederland echter niet voor droogteschade. In het geval van waterschade alleen als het wateroverlast betreft, en dus niet overstromingen (Botzen en van den Bergh, 2008), en als deze toe te rekenen valt aan de waterbeheerder in het gebied waar deze waterschade optreedt (meestal waterschap of provincie, hoewel over de verantwoordelijkheid voor water in de stad lange tijd onduidelijkheid bestond). Vooral de landbouw wordt vaak getroffen door zowel wateroverlast als watertekort. Hierin bestaan vaak regionale verschillen. Door deze regionale risico's te spreiden en de verzekering eventueel zelfs verplicht te stellen voor iedere landbouwer in Nederland, zou het in principe mogelijk moeten zijn om een betaalbare waterverzekering te introduceren. Een verzekeringsverplichting hoeft echter helemaal niet nodig te zijn. Interessanter is het om droogteschade op te nemen in een “multi-peril crop cover” verzekering waarin ook hagel, brand en andere waterschade wordt gedekt. Dit maakt de vrijwillige vraag naar verwachting groter en het aanbod financieel haalbaarder.

Door het variëren van het eigen risico en het geven van kortingen op verzekeringspremies op basis van schadevrije jaren zouden belangrijke issues als adverse selection en moral hazard vermeden moeten kunnen worden. Aanvullende subsidieregelingen zouden daarbij kunnen helpen om landbouwers te stimuleren om te investeren in waterberging op eigen land en waterbesparende irrigatietechnologie. Beschikbare (remote sensing) monitorings-systemen zijn aanwezig om de daadwerkelijke schade ook op een objectief waarneembare en onafhankelijke wijze te kunnen vaststellen. Door het risico op droogteschade in de landbouwsector als een van de meest water afhankelijke sectoren in tijden van droogte en watertekort af te dekken, neemt de druk op de waterverdeling af.

Stimuleren van private maatregelen in de agrarische zoetwatervoorziening

Een concrete vraag van de Waterdienst betreft de mogelijkheden voor kostenterugwinning van investeringen in de zoetwatervoorziening. Uit de synthese van de landelijke en regionale knelpuntenanalyses (2011) lijkt het hier met name om investeringen in zoetwateropslag voor landbouw en natuur te gaan. De eerste vraag die gesteld moet worden is wie voor dergelijke investeringen verantwoordelijk is. Nu

lijkt er soms automatisch vanuit te worden gegaan dat de overheid dergelijke investeringen op zich neemt, maar de sector zelf kan ook anticiperen op klimaatverandering en de daarmee gepaard gaande veranderende watervraag. Zo kunnen boeren investeren in regenwateropvang, zoetwatertoevoer en beschikbaarheid, en kunnen andere gewaskeuze en landgebruik ruimte maken voor een ander watersysteembeheer. Hiermee anticiperen ze op mogelijke toekomstige droogteschade. Deze maatregelen zijn dan alternatieve voorzorgsmaatregelen waardoor de vraag naar een verzekering af zou kunnen nemen, hoewel risico's waarschijnlijk nooit helemaal naar nul teruggebracht kunnen worden (zie soortgelijke discussies als het gaat over overstromingsschade waar ook altijd een restrisico blijft bestaan). Het is mede afhankelijk van de risico-aversie van de landbouwer in hoeverre hij of zij zich ook wil verzekeren (en in welke mate de kosten van anticiperende maatregelen opwegen tegen de kosten van een verzekering).

Een tweede vraag die gesteld kan worden is of investeringen in zoetwatervoorziening strikt noodzakelijk zijn of dat het zinvoller is om na te denken over adequate prikkels voor efficiënt watergebruik. Indien in bepaalde seizoenen en in bepaalde regio's structureel sprake lijkt te zijn van een water tekort is het de vraag of de productie van waterintensieve gewassen in die seizoenen en/of regio's wel wenselijk is. Door producenten zelf verantwoordelijk te maken voor de kosten van extra wateraanvoer ontstaat meteen een prikkel voor efficiënter watergebruik en het heroverwegen van huidig land- en gewasgebruik. Omdat het hier zelden zal gaan om individuele gevallen, maar meestal om groepen boeren, kan de overheid een faciliterende rol spelen in het groepsproces: Dit kan bijvoorbeeld door duidelijke afspraken te maken en financiële prikkels te bieden aan waterschappen, waarbinnen boeren en hun organisaties reeds sterk vertegenwoordigd zijn.

Naast het stimuleren van investeringen in efficiënter watergebruik speelt de overheid ook reeds een rol in de aan de zoetwatervoorziening gerelateerde verziltingsproblematiek. Op dit moment wordt veel zoetwater gebruikt voor het doorspoelen van het watersysteem om verzilting te voorkomen. Met een stijgende zeespiegel en grotere fluctuaties in het zoetwateraanbod is een dergelijk gebruik van zoetwater wellicht niet langer wenselijk vanuit maatschappelijk oogpunt. In het rapport 'Delta in beweging' becijfert het PBL (2011) dat aanpassing van het waterbeheer bij de Nieuwe Waterweg (waar zelfs in tijden van droogte nog ruim 80% van het Rijnwater naar de zee stroomt om verzilting in zuid-west Nederland tegen te gaan) kosten-effectiever is dan het vergroten van de opslag capaciteit voor zoetwater in het IJsselmeergebied. Aanpassing van het waterbeheer bij de Nieuwe Waterweg impliceert optimalisering van het waterbeheer (minder zoetwatergebruik voor doorspoeling) en flexibeler toepassing van de zoutnormen. Dit kan voor bepaalde groepen boeren (met name in in zuid-west Nederland) leiden tot een toename van de verdrogings of verziltingsschade, omdat minder water voor doorspoeling wordt gebruikt. Het ontwerp en de introductie van een tijdelijke compensatieregeling, waarbij de overheid een deel van het risico op zich neemt, is wellicht een oplossing voor de transitiefase, al is op de langere termijn een verandering van landgebruik en gewaskeuze in verziltingsgevoelige gebieden waarschijnlijk gewenst.

In regio's die niet door verzilting maar door incidentele droogte worden getroffen kan publiek-private samenwerking worden ingezet om de transitie te ondersteunen naar een meer adaptieve zoetwater vraag. Concrete voorbeelden van publiek-private samenwerking in de agrarische sector zijn de afspraken rond agrarisch natuurbeheer (Claassen et al. 2008, Van Soest en Dijk 2011). Vergelijkbare regelingen kunnen worden getroffen rond zoetwatervoorziening, al hebben boeren hier een direct belang in het zekerstellen van de zoetwatervoorziening, wat de noodzaak van

compensatieregelingen kleiner maakt en subsidies wellicht meer van toepassing en effectiever zijn, mede vanwege de bredere publieke baten ook van zoetwatervoorziening. Voor kostenterugwinning van de publieke kosten van een dergelijke regeling kan gedacht worden aan de algemene belastingen (tenslotte is het een algemene baat om de zoetwatervoorziening beter geregeld te hebben) maar er kan ook worden gedacht aan certificering van de boeren die hun gewaskeuze aanpassen, waardoor ze een meerpijs voor hun gewassen kunnen vragen, of ‘crowdfunding’ van dergelijke initiatieven gericht op de meerwaarde voor de natuur.

Ook kan gedacht worden aan flexibelere afspraken rond grondwateronttrekkingen, waarbij boeren onderling regelen hoeveel een ieder onttrekken mag. Dit kan in de vorm van verhandelbare grondwaterrechten, maar het kan ook in de vorm van groepsrechten voor grondwater onttrekkingen, waarbij voor een gebied afspraken worden gemaakt over de totale onttrekkingen en het aan de boeren wordt gelaten hoe de rechten verdeeld worden en beheerd (Segerson 1988, Suter et al. 2009). Cruciaal voor het stimuleren van eigen initiatief is duidelijkheid over verantwoordelijkheden en over het toekomstige overheidsbeleid. Dit betreft concreet vragen zoals voor welke waterhoeveelheden van welke kwaliteit stelt de overheid zich garant, welk peilbeheer, welke compensatieregelingen blijven beschikbaar en tegen welke risico's moet de sector zichzelf verzekeren, op welke wijze stimuleert de overheid investeringen in klimaatadaptatie en op welke andere manieren faciliteert de overheid samenwerking op het gebied van de zoetwatervoorziening? Heldere randvoorwaarden en een betrouwbare overheid zijn cruciaal voor publiek-private samenwerking op zoetwatergebied.

Vergoedingen en prikkels voor grondwatervriendelijke landgebruik

Verschillende vormen van grondgebruik dragen in verschillende mate bij aan het op peil houden en aanvullen van grondwatervoorraden (een positief extern effect) en aan grondwaterverontreiniging (een negatief extern effect) (Lerner en Harris, 2009). Op dit moment worden noch de positieve noch de negatieve effecten ‘geïnternaliseerd’. Er bestaan weliswaar subsidieregelingen en belastingvoordelen voor bos en natuur, maar die zijn niet (expliciet) gericht op de geleverde waterdiensten. Ook landbouwsubsidies houden geen rekening met de mate waarin het landgebruik als ‘grondwatervriendelijk’ kan worden aangemerkt. Verder bestaan er wel een heffing en een belasting op het onttrekken van grondwater, maar niet op het verontreinigen ervan of op het belemmeren van neerslaginfiltratie die de grondwatervoorraad had kunnen aanvullen.

Voor het introduceren van een instrumentenmix met adequate financiële prikkels voor grondgebruik dat zowel in kwalitatieve als kwantitatieve zin ‘grondwatervriendelijk’ is, zal allereerst in kaart gebracht moeten worden wat de belangrijkste onderscheidende parameters zijn. Ook zal een referentiesituatie moeten worden gedefinieerd, waarin de grondgebruiker niets hoeft te betalen en ook niets ontvangt. Alle vormen van grondgebruik die beter zijn voor het grondwater dan deze referentiesituatie komen in aanmerking voor een positieve prikkel (vergoeding, subsidie); alle vormen die bijdragen aan een slechtere grondwatertoestand (kwalitatief of kwantitatief) kunnen aan een heffing of belasting worden onderworpen.

Ter minimalisatie van de uitvoeringskosten zouden financiële vergoedingen en prikkels voor ‘grondwatervriendelijk’ grondgebruik geïncorporeerd kunnen worden in al bestaande regelingen. Te denken valt aan subsidieregelingen en aan belastingen of heffingen die al een relatie hebben met grondgebruik, zoals de onroerendezaakbelasting of de watersysteemheffing. Daarbinnen zou dan een differentiatie moeten worden aangebracht die recht doet aan de mate waarin een

bepaald perceel bijdraagt aan de goede toestand (kwantitatief en kwalitatief) van het grondwater. Hierbij kan het deels gaan om factoren waarop de beheerder geen invloed kan uitoefenen (zoals ligging, bodemgesteldheid en hydrologische situatie), maar ook om beheersparameters die hij wel in de hand heeft (zoals de boomsoort- en gewaskeuze, bemesting en gebruik van bestrijdingsmiddelen). Het is duidelijk dat het 'prikkel'-effect alleen op laatstgenoemde aspecten betrekking zal hebben. Terwille van de uitvoerbaarheid zal waarschijnlijk een indeling moeten worden gemaakt in een beperkt aantal typen grondgebruik, gebaseerd op een eveneens beperkt aantal variabelen (die tezamen het grootste deel van de variatie in geleverde waterdiensten verklaren). Verfijning en detaillering kunnen bijdragen aan de effectiviteit van het instrument en aan een eerlijke verdeling, maar de transactiekosten kunnen snel oplopen. Een afweging van deze kosten tegen de 'winst' in termen van grondwaterbescherming blijft noodzakelijk.

Voorzover het gaat om terreinen die bijdragen aan grondwatervoorraden die worden geëxploiteerd door drinkwaterbedrijven, landbouw of industrie ligt het voor de hand om in de instrumentenmix ook PWS-arrangementen te betrekken waar genoemde sectoren aan meebetalen. In de praktijk van toepassing van PWS in ontwikkelingslanden, is dit een belangrijke waterdienst (Brouwer et al., 2011). Het blijkt echter moeilijk aan te tonen dat bossen bovenstrooms een watervasthoudend en waterzuiverend effect hebben (zie bijvoorbeeld het werk van Bruijnzeel (2006) en Bruijnzeel et al. (2011) in Costa Rica). Ook in Nederland bestaat discussie over de vraag in hoeverre bossen bijdragen aan de zuivering van grondwater en of dit een motief kan zijn voor financiële vergoedingen door drinkwaterbedrijven (zie Buysse-Hendriks (2007); Goldhoorn, 2008). Het is cruciaal om deze relaties onomstotelijk vast te stellen om eventuele controverses over betaling voor de specifieke waterdiensten te voorkomen.

6 Conclusies en aanbevelingen

De conclusies worden hieronder op hoofdpunten weergegeven.

- Een eerste belangrijke doelstelling van dit rapport was om mogelijk interessante economische instrumenten ter bevordering van een efficiënter beheer van de zoetwatervoorziening in Nederland wetenschappelijk te screenen op hun effectiviteit en efficiëntie. Algemeen gedachtegoed in het waterbeleid is dat een verhoging van de waterprijs geen effect heeft op het gebruik van water. Dit is wat economen perfect inelastisch noemen. Wetenschappelijk onderzoek laat echter zien dat de prijselasticiteit van drink- en irrigatiewater niet perfect inelastisch is (d.w.z. 0), maar inelastisch (d.w.z. tussen 0 en -1). Een verhoging van de waterprijs leidt dus wel degelijk tot een verandering van het watergebruik. De prijselasticiteit is echter direct afhankelijk van de hoogte van de huidige prijs en het bewustzijn van watergebruikers van de prijs die ze momenteel betalen.
- In Nederland is naar ons weten geen recent onderzoek gedaan naar de prijselasticiteit van verschillende vormen van watergebruik. Daar waar al betaald wordt voor watergebruik (drinkwater, riolering en afvalwaterbehandeling) geldt het principe van kostenterugwinning, en is het instrumentarium er niet op gericht om watergebruikers te prikkelen of te stimuleren om water te besparen of duurzaam te gebruiken. De twee belangrijkste belastingen die wel enige prijsprikkels verschaffen (grondwaterbelasting en belasting op leidingwater) worden volgens de huidige plannen afgeschaft in plaats van versterkt en verfijnd. In grote gebruikssectoren zoals de landbouw wordt helemaal geen gebruik gemaakt van economische instrumenten, ook al lijkt ook deze sector wel degelijk gevoelig voor waterbeprijzing als we afgaan op bestaande studies in het buitenland.
- Een tweede belangrijke doelstelling was om te kijken naar het vergroten van de mogelijkheden voor de introductie van economische instrumenten in het Nederlandse zoetwaterbeheer. In tegenstelling tot de meeste bestaande adviesrapportages en adviesnota's aan RWS omtrent het gebruik van economische instrumenten voor efficiënter beheer van de zoetwatervoorziening in Nederland wordt in dit rapport nadrukkelijk een risicobenadering voorgesteld. Zoetwaterverdeling is in Nederland vooral een vraagstuk van risicobeheersing. Onder normale (gemiddelde) omstandigheden is de waterverdeling niet of minder een probleem gezien de relatieve overvloed aan water in Nederland. Droogte, watertekort en bijbehorende schade (inclusief verzilting) is een moeilijk voorspelbaar fenomeen en daarmee net als overstromingen per definitie een risico (d.w.z. kans van voorkomen van watertekorten en daaraan gerelateerde financiële schade).
- De beperkte beheersbaarheid van droogte risico's en maatschappelijke risico-aversie ten aanzien van droogte- en verziltingsschade leiden ertoe dat er naar verwachting voldoende vraag zal zijn naar verzekeringen om deze risico's voor belangrijke economische belangen en sectoren zoals landbouw te beperken. Belangrijk hier zal zijn betaalbaarheid voor verschillende economische sectoren.
- Aan de aanbodkant bestaan deze verzekeringsarrangementen in Nederland echter niet. Belangrijke issues hier zijn adverse selection, moral hazard,

monitoring en financiële haalbaarheid. Een interessante combinatie zou zijn om een droogteverzekering te koppelen aan reeds bestaande verzekeringen voor bijvoorbeeld hagel of wateroverlast om transactiekosten te minimaliseren. Echter, hier zal meer onderzoek naar moeten plaatsvinden, evenals de mogelijkheid om een droogteschade verzekering te koppelen aan een nu nog niet bestaande overstromingsverzekering.

- Ook al is er onder normale gemiddelde omstandigheden geen urgent waterverdelingsprobleem, dit neemt niet weg dat anticiperen op de kans op (extreme) droogte door het treffen van voorzorgsmaatregelen een belangrijk preventief middel blijft waarvoor ook economische instrumenten inzetbaar zijn. Een instrumentenmix met vergoedingen en prikkels voor ‘grondwatervriendelijk’ beheer door grondgebruikers, het belonen van boeren die geen gebruik maken van hun vergunning om grondwater te onttrekken tijdens een periode van extreme droogte, of het stimuleren van investeringen in zoetwateropslag lijken daarbij goede kandidaten, maar ook andere instrumenten (bijvoorbeeld met effectievere prikkels voor agrarisch watergebruik) verdienen wellicht nadere uitwerking. Bij dit alles blijft aandacht voor de afweging van effectiviteit tegen transactiekosten van belang.
- Alles overziende wordt aanbevolen om de in Tabel 6.1 genoemde instrumenten nader te onderzoeken met het oog op eventuele toepassing in het Nederlandse zoetwatervoorzieningsbeleid. Daarbij is een onderscheid gemaakt in twee groepen. Bij de eerste groep gaat het om instrumenten die met relatief weinig aanpassingen in de bestaande institutionele structuur zijn in te voeren. Hierbij zal vooral gekeken moeten worden naar aspecten als acceptatie, technische details en uitvoeringskosten. De tweede groep betreft nieuwe (en relatief ingrijpende aanpassingen van bestaande) instrumenten, waarbij ook de meer elementaire en fundamentele aspecten van ontwerp, uitvoering en institutionele inpassing nog onderzocht zullen moeten worden.

Tabel 6.1 Toepassingsmogelijkheden voor economische instrumenten in het Nederlandse zoetwatervoorzieningsbeleid

Instrument	Betrokken categorieën watergebruik(ers)		
	Landbouw	Drinkwater	Overige
A. Instrumenten die met relatief beperkte aanpassingen zijn in te voeren			
Aanpassing structuur drinkwatertarieven (b.v. bloktarief)		x	
Handhaving grondwaterbelasting en belasting op leidingwater; heroverweging tarieven en vrijstellingen	x	x	x
Normaal BTW-tarief op leidingwater		x	
Verhandelbare vergunningen voor grondwateronttrekking	x	x	x
B. Instrumenten die ingrijpende veranderingen vergen of geheel nieuw zijn			
Differentiatie watersysteemheffing of OZB op basis van 'zoetwatervriendelijkheid' van het grondgebruik	x		
Flexibilisering verdringingsreeks op basis van bereidheid tot betalen	x	x	x
Innovatieve instrumenten voor acceptatie droogteschade, investeringen in wateropslag en andere 'zoetwaterdiensten' (b.v. zelfselecterende subsidies, discriminatoire veilingen, PPS)	x		x
Verzekeringsarrangementen waarin droogteschade is opgenomen	x		
Groepsverantwoordelijkheid voor grondwaterbeheer (met financiële sancties)	x		

Referenties

- Adler, J.H. (2008), Warming Up to Water Markets. *Regulation*, Winter 2008-2009, pp. 14-17.
- Akter, S., Brouwer, R., Choudhury, S. and Aziz, S. (2009). Is there a commercially viable market for crop insurance in rural Bangladesh? *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14(3), 215-229.
- Akter, S., Brouwer, R., Beukering, van P., Silver, E., Frech, L., Choudhury, S. and Aziz, S. (2011). Exploring the feasibility of private micro flood-insurance provision in Bangladesh, *Disasters*, 35(2): 287-307.
- Alderman, H. and Haque, T. (2007). Insurance against covariate shocks. The role of index-based insurance in social protection in low-income countries of Africa. World Bank Working Paper no.95.
- Andersen, M. (2001). *Economic instruments and clean water: why institutions and policy design matter*. OECD, Paris.
- Arguedas, C., and D.P. van Soest (2009), On reducing the windfall profits in environmental subsidy programs. *Journal of Environmental Economics and Management* 58 (2), pp. 192-205.
- Barnett, B.J. and Mahul, O. (2007). Weather Index Insurance for Agriculture and Rural Areas in Lower-Income Countries. *American Journal of Agricultural Economics*, 89(5), 1241-1247.
- Baumol, W. and W. Oates (1985). *The theory of Environmental Policy*. Prentice Hall, New York.
- Baylis, K., S. Peplow, G. Rausser and L. Simon (2008). Agri-environmental policies in the EU and United States: a comparison. *Ecological Economics* 65: 753-764
- Benbear, L.S., and R.N. Stavins (2007), Second-best theory and the use of multiple policy instruments. *Environmental and Resource Economics* 37 (1), 111—129
- Berbel, J., Calatrava, J., Garrido, A. (2007). Water pricing and irrigation: a review of the European experience. In: Molle, F. and Berkoff, J. (editors). *Irrigation Water Pricing: The Gap Between Theory and Practice*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK. Pp 295-327.
- Botzen, W.J.W. & van den Bergh, J.C.J.M. (2008). Insurance against climate change and flooding in the Netherlands: Present, future, and comparison with other countries. *Risk Analysis*, 28(2), 413-426.
- Botzen, W.J.W. and Bergh, J.C.J.M. van den (2009). Bounded rationality, climate risks and insurance: Is there a market for natural disasters? *Land Economics* 85(2), 266-279.
- Bosworth, B., G. Cornish, C. Perry, and F. van Steenberg (2002), *Water Charging in Irrigated Agriculture. Lessons from the literature*. Report OD 145, HR Wallingford.
- Bouma, J., E. Bulte, and D. van Soest (2008), Trust and cooperation: social capital and community resource management, *Journal of Environmental Economics and Management* 56(2), pp. 155-166.
- Braathén, N.A. (2007), Instrument Mixes for Environmental Policy: How Many Stones Should be Used to Kill a Bird? *International Review of Environmental and Resource Economics* 1: 185-235.
- Briscoe, J. (2005). Water as an economic good. In: Brouwer, R. And Pearce, D.W. (eds.), *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Brouwer, R., Brander, L., Aulong, S., Bara, J., Flachner, Z., Georgiou, S., Interwies, E., Laurans, Y., Schuyt, K., Skourtos, M., Söderquist, T., Strosser, P. and Turner, R.K.

- (2005). *A Review of Wetland Social Science Research across Europe and its Usefulness for the Water Framework Directive*. IVM report E05-08, IVM, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Brouwer, R., Hess, S., Bevaart, M. and Meinardi, K. (2006). The Socio-Economic Costs and Benefits of Environmental Groundwater Threshold Values in the Scheldt Basin in the Netherlands. IVM rapport E06-02.
- Brouwer, R. (2009). *Payments for Ecosystem Services: Making Money Talk*. Oratietekst 15 April 2009, Vrije Universiteit Amsterdam. www.ivm.vu.nl
- Brouwer, R. & Akter, S. (2010). Informing micro insurance contract design to mitigate climate change catastrophe risks using choice experiments. *Environmental Hazards*, 9, 74-88.
- Brouwer, R., Tesfaye, A. and Pauw, P. (2011). Meta-analysis of institutional economic factors explaining the environmental performance of payments for watershed services. *Environmental Conservation*, in press.
- Brouwer, R. and Georgiadou, N. (in voorbereiding). *A meta-analysis of the price elasticity of irrigation water*. In voorbereiding.
- Bruijnzeel, L.A. (ed) (2006). Hydrological impacts of converting tropical montane cloud forest to pasture, with initial reference to northern Costa Rica. Final Technical Report for Project R7991, DFID Forestry Research Programme. VU University Amsterdam: Amsterdam, The Netherlands.
- Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M., Scatena, F.N. (2011). Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes* 25: 465-498.
- Bulte, E.H., Lipper, L., Stringer, R. and Zilberman, D. (2008) Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues and empirical perspective. *Environment and Development Economics* 13: 245-254.
- Buyse-Hendriks, M. (2007). *Zuiveren bossen water?* DHV, Amersfoort.
- Cao, M., Li, A., and Wei, J. (2004). Precipitation Modeling and Contract Evaluation: A Frontier in Weather Derivatives. *The Journal of Alternative Investments*, pp. 93-99.
- CBS (2008). Beschikbaar online:
<http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication/?DM=SLNL&PA=71555NED&D1=a&D2=a&VW=T>
- CBS (2011). Statline, www.cbs.nl
- Claassen, R., A.Cattaneo and R.Johansson (2008). Cost-effective design of agricultural environmental payment programs: US experience in theory and practice. *Ecological Economics* 65: 737-752
- COELO (2011). Woonlastenmonitor 2011. Centrum voor Onderzoek van de Economie van de Lagere Overheden, Rijksuniversiteit Groningen.
- Connell, D. and R.Q. Grafton. Planning for Water Security in the Murray-Darling Basin. *Public Policy* 3(1): 67-86, 2008.
- Dalhuisen, J., R.J.G.M. Florax, H.L.F. de Groot, and P. Nijkamp (2003), Price and Income Elasticities of Residential Water Demand: A Meta-Analysis. *Land Economics* 79 (2), pp. 292-308.
- Daniels, A.E., Bagstad, K., Esposito, V., Moulaert, A. and Rodriguez, C.M. (2010), Understanding the impacts of Costa Rica's PES: are we asking the right questions? *Ecological Economics* 69, pp. 2116-2126.
- EC (2007a). Green paper on market-based instruments for environment and related policy purposes. *COM (2007) 140 final*, Commission of the European Communities, Brussels

- EC (2007b). Communication from the commission to the European Parliament and the council: Towards sustainable water management in the European Union- First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC. *COM(2007) 128 final*. Commission of the European Communities, Brussels
- EC (2007c). Accompanying document to the Communication from the commission to the European Parliament and the council: Towards sustainable water management in the European Union- First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC. *Commission Staff working document, SEC (2007) 362*, Brussels
- EC (2001): Pricing Water. Economics, Environment and Society – *Conference Proceedings Sintra 6-7 Sept 1999*, Brussels, Belgium.
- EEA (2005), Market-based instruments for environmental policy in Europe. *EEA Technical Report 8/2005*. European Environmental Agency, Brussels.
- Engel S, Pagiola S and Wunder S (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4): 663-674.
- Frey, B.S., and A. Stutzer (2006), *Environmental morale and motivation*. WP 288, Institute for Empirical Research in Economics, University of Zurich.
- Garrido, A. (2007), Water markets design and evidence from experimental economics. *Environmental and Resource Economics* 38 (3), pp. 311-330.
- Goldhoorn, N. (2008), Voor wat(-er) hoort wat. Over waterdiensten en het tweede, onbekende 'kwartje' van Kok. *Nieuwe Wildernis* 43, p. 26.
- Gómez-Limón, J.A., and L. Riesgo (2004), Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms. *Agricultural Economics* 31 (1), pp. 47-66
- Hahn, R. (2000). The impact of economics on environmental policy. *Journal of Environmental Economics and Management* 39: 375-399
- Hahn, R. (1989). Economic prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor's orders. *The Journal of Economic Perspectives* 3(2): 95-114
- Hazell, P.B.R. (1992). The appropriate role of agricultural insurance in developing countries. *Journal of International Development*, 4(6), 567-581.
- Hellegers, P., Van Ierland, E. (2003). Policy instruments for groundwater management in the Netherlands, *Environmental and Resource Economics* 26: 163-172
- Jantzen, J. (2008), *Visiedocument waterprijsbeleid 21e eeuw*. Concept Eindrapportage. TME, Nootdorp.
- Kallbekken, S., S. Kroll and T. Cherry, Do you not like Pigou or do you not understand him? Tax aversion and earmarking in the lab. *Journal of Environmental Economics and Management* 62 (1), pp. 53-64.
- Klijn, F., ter Maat, J. and van Velzen, E. (eds.) (2011). Zoetwatervoorziening in Nederland. Landelijke analyse knelpunten in de 21e eeuw. Deltares rapport 1204358-002.
- Kooreman, P. (1993), De prijsgevoeligheid van huishoudelijk waterverbruik. *Economisch Statistische Berichten* 78 (3899): 181-183.
- Lerner, D.N., and B. Harris (2009), The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use Policy* 26 (Supplement 1), pp. S265-S273.
- Linderhof, V., A. de Blaeij, en N. Polman (2008), *Betalen voor ecosysteemdiensten: een interessante aanvulling op het waterprijsbeleid?* Concept-rapport, LEI, Den Haag.
- Matthei, V., Le Mat, O. and Strosser, P. (2009). Which role for economic instruments in the management of water resources in Europe? In search for innovative ideas for application in the Netherlands. Report for the Ministry of Transport, Public Works and Water Management.

- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N. & May, P.H. (2010) Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202–1208.
- Nibud (2011). www.nibud.nl
- OECD (1997), *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*. Paris.
- OECD (1999), *The Price of Water: Trends in OECD Countries*. Paris.
- OECD (2006). *Water and Agriculture, Sustainability, Markets and Policies*. Paris.
- OECD (2009). *Managing water for all- an OECD perspective on pricing and financing, key messages for policy makers*. Paris.
- OECD (2010), Water Pricing in Israel. In: *Taxation, Innovation and the Environment*. Organisation for Economic Co-Operation and Development, Paris, pp. 167-174.
- Pujol, J., M. Raggi, and D. Viaggi (2006), The potential impact of markets for irrigation water in Italy and Spain: a comparison of two study areas. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 50, pp. 361–380.
- Qureshi, M. E., T. Shi, S.E. Qureshi, and W. Proctor (2009), Removing barriers to facilitate efficient water markets in the Murray-Darling Basin of Australia. *Agricultural Water Management* 96 (11), pp. 1641-1651.
- Rolfe, J. and J. Windle (2009). Pricing water quality improvements with auction mechanisms: case studies for the Great Barrier Reef. *Invited paper for the Preconference on Water Economics, 17th Annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, Amsterdam.
- Rolfe, J., J. Windle and J. McCosker (2009). Testing and Implementing the Use of Multiple Bidding Rounds in Conservation Auctions: A Case Study Application. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 57(3): 287–303.
- Sakurai, T. and Reardon, T. (1997). Potential demand for drought insurance in Burkina Faso and its determinants. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(4), 1193-1207.
- Salvetti, M. (2005), *Incentive, sustainable and fair pricing, a trilogy out of reach?* Paper presented at the 45th Congress of the European Regional Science Association, 23-27 August 2005, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Selman, M., S. Greenhalgh, E. Branosky, C. Jones and J. Guiling (2009). Water quality trading programs: an international overview. *WRI issues brief 1*. World Resource Institute, Washington DC.
- Segerson, K. (1988). Uncertainty and incentives for non-point source pollution. *Journal of Environmental Economics and Management* 15, 87–98.
- Shortle, J.S., and Moran, R.D. (2002). The economics of nonpoint pollution control. In: Hanley, N. and Roberts, C., (Eds.) *Issues in Environmental Economics*, Blackwell Publishing.
- Skees, J.R., Gober, S., Varangis, P., Lester, R.R. and Kalavakonda, V. (2001). Developing Rainfall-Based Index Insurance in Morocco. World Bank Policy Research Working Paper No. 2577.
- Soest, D. van, en J. Dijk (2011). De economische efficiëntie van agrarisch natuurbeheer. *Economisch Statistische Berichten* 96(4612S), 11-15.
- Sterner, T. (2003). *Policy instruments for environmental and resource management*. Resources for the future, Washington DC
- Suter, S., C. Vossler and G. Poe (2009). Ambient-based pollution mechanisms: A comparison of homogeneous and heterogeneous groups of emitters. *Ecological Economics* 68: 1883–1892

- Tesfaye, A. and Brouwer, R. (in druk). Testing participation constraints in contract design for sustainable soil conservation in Ethiopia. *Ecological Economics*, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.10.017.
- Tietenberg, T.H. (1990). Economic Instruments for Environmental Regulation , *Oxford Review of Economic Policy*, 6: 17-33
- Tyler, T.R. (1997). The psychology of legitimacy: a relational perspective on voluntary deference to authorities. *Personality and Social Psychology Review* 1 (4): 323-345.
- Valsecchi C., ten Brink P., Bassi S., Withana S., Lewis M., Best A., Oosterhuis F., Dias Soares C., Rogers-Ganter H., Kaphengst T. (2009), *Environmentally Harmful Subsidies: Identification and Assessment*. Final report for the European Commission's DG Environment, November 2009.
- Vatn, A. (2010) An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, pp. 1245-1252.
- Van der Veeren, R. en Dekking, W. (2005) Kostenterugwinning van waterdiensten in Nederland. Waterdienst rapport, Lelystad.
- Van der Veeren, R., Wooning, A., van den Hoek, P., Clevering, O. (2009). Tijd voor een andere financiering van het waterbeheer? Rapport RWS Waterdienst, Lelystad.
- VEWIN (2010), *Kerngegevens drinkwater 2010*. VEWIN, Rijswijk.
- VEWIN (2011), *Tarievenoverzicht drinkwater per 1 januari 2011*. VEWIN, Rijswijk.
- Ward, F.A., and M. Pulido-Velazquez (2009), Incentive pricing and cost recovery at the basin scale. *Journal of Environmental Management* 90, pp. 293-313.
- Winpenny, J. (2005), *Managing Water as an Economic Resource*. London: Taylor & Francis.
- Wu, J. and B. Babcock (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 78: 935-945
- Wunder, S. (2005), *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*. Occasional Paper no. 42, Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Zetland, D. (2011), *The End of Abundance. Economic Solutions to Water Scarcity*. Aguanomics Press, Amsterdam / Mission Viejo.